

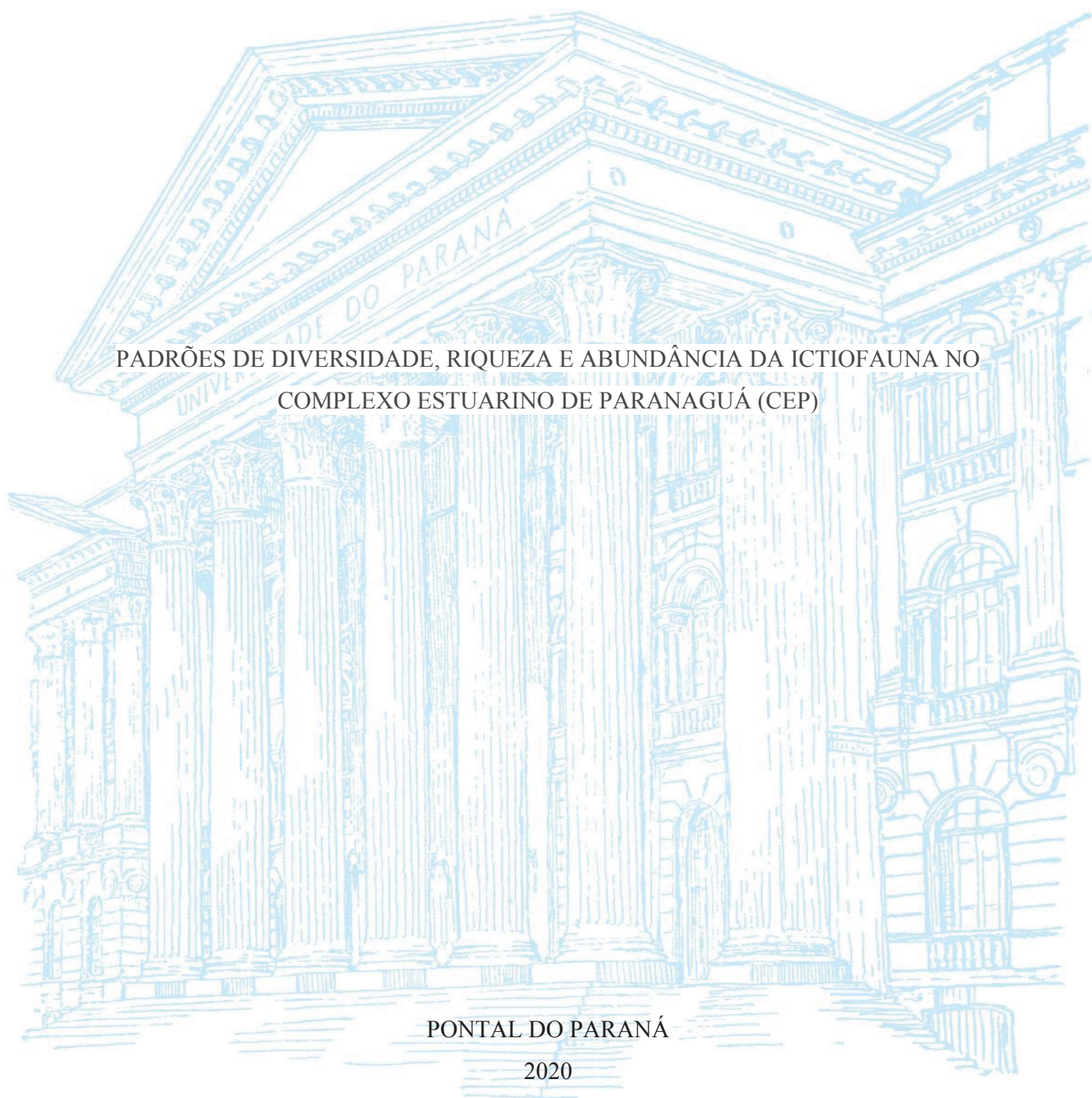
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUÍS HENRIQUE MARTINS CAPP VERGÈS

PADRÕES DE DIVERSIDADE, RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DA ICTIOFAUNA NO  
COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP)

PONTAL DO PARANÁ

2020



LUÍS HENRIQUE MARTINS CAPP VERGÈS

PADRÕES DE DIVERSIDADE, RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DA ICTIOFAUNA NO  
COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Henry Louis Spach

Linha de Pesquisa: Biologia e Ecologia de Sistemas Oceânicos e Costeiros

PONTAL DO PARANÁ

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE:  
UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar  
Fernanda Pigozzi – CRB 9/1151

V586p Vergès, Luís Henrique Martins Capp  
Padrões de diversidade, riqueza e abundância da ictiofauna no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). / Luís Henrique Martins Capp Vergès. – Pontal do Paraná, 2020.  
53 f.: il.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor Reitoria, Universidade Federal do Paraná.

1. Peixes - ecologia. 2. Ecologia dos estuários – Paraná. I. Título. II. Spach, Henry Louis. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 597.17



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
REITORIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS COSTEÍROS  
E OCEÂNICOS - 40001016054P6

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em SISTEMAS COSTEÍROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **LUÍS HENRIQUE MARTINS CAPP VERGÉS** intitulada: **PADRÕES DE DIVERSIDADE, RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DA ICTIOFAUNA NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP)**, sob orientação do Prof. Dr. HENRY LOUIS SPACH, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 25 de Março de 2020.

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 11:16:28.0

HENRY LOUIS SPACH

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 11:52:29.0

PEDRO CARLOS PINHEIRO

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE JOINVILLE)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 17:10:40.0

MAURÍCIO DE CASTRO ROBERT

Avaliador Externo (FACULDADE ANCHIETÁ DE ENSINO SUPERIOR DO PARANÁ)

Av. Beira-Mar, s/n - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil  
CEP 83255-976 - Tel: (41) 3511-8642 - E-mail: pgsisco@ufpr.br

Acesse <https://www.prppg.ufpr.br/signa/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 39678 para validar Assinaturas do Documento

Dedico esta dissertação aos meus pais, Elsie e René, à minha companheira Cecília e ao maior presente que a vida poderia ter me dado, meu filho Caetano.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus pela vida, pela oportunidade de desfrutar do momento presente e por me guiar ao longo desta minha jornada terrena.

Aos meus pais, Elsie e René, por todo o apoio e incentivo e por acreditarem sempre em mim. Vocês são incríveis! A minha base e minha inspiração diária.

À minha companheira Cecília e ao maior presente da minha vida, meu filho Caê. Vocês foram guerreiros e fundamentais para a conclusão de mais uma etapa. Por segurarem a barra nos momentos em que tive de me ausentar e quando falhei no meu papel de pai/companheiro, principalmente no período inicial de todo este processo. Vocês são o motivo de tudo isso e a minha razão de viver.

Ao meu grande amigo e orientador de monografia, Olímpio Rafael. Seu incentivo, confiança, conversas e amizade foram determinantes para o meu ingresso na PGSISCO. Um anjo na Terra, sempre disposto a ajudar e a quem devo minha eterna gratidão. Muito obrigado, Rafa, por tudo! Ao meu orientador, Dr. Henry Louis Spach, pelas oportunidades, pela confiança, paciência e compreensão durante esta trajetória. Sem você nada disso seria possível.

Ao Dr. Luís Fernando Fávaro, minha eterna gratidão. Pela prontidão, pelo seu espírito amigável e pela oportunidade de utilização dos dados, quando, aos 45' do segundo tempo, eu estava prestes a fracassar na minha missão. Sempre me recordarei deste momento. Muito obrigado!

À CAPES e à Fundação Araucária pela parceira e pelo auxílio financeiro, sem o qual não haveria possibilidade de dar continuidade ao trabalho.

Ao Dr. André Pereira Cattani por toda a ajuda na elaboração do primeiro artigo da dissertação, nas análises estatísticas e pelas conversas sobre a academia meus planos futuros.

Ao Dr. Maikon Di Domenico por todo o auxílio, conversas e dicas referentes à estatística. Por se mostrar sempre disposto a ajudar, ensinar e confiar em mim e me aturar com minhas dúvidas seja em qual fosse o momento.

Aos meus amigos de turma, Pedro, João, Cris e Aurora. Vocês foram fundamentais para a conclusão da pós nos bons e nos maus momentos.

Aos meus amigos da vida, Éber, Heitor, João, Felipino e Nicolas. Pelas conversas, conselhos, incentivos e momentos de descontração. Em especial ao Caslu, por estar sempre ali sempre quando precisei. Pelas críticas construtivas e pela ajuda com os problemas pessoais, técnicos de computação e pela inspiração.

Aos professores do Centro de Estudos do Mar pela minha formação superior e agora, pelos novos ensinamentos nesta nova etapa.

*“Uma mente que desperta é um cérebro que desperta”*

## **PREFÁCIO**

A presente dissertação foi elaborada conforme as normas estabelecidas pelo Programa de Pós Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos. A primeira parte dela descreve uma introdução geral sobre os peixes nos estuários, bem como os objetivos gerais e específicos deste trabalho. Cada um dos objetivos específicos representam os capítulos a serem abordados na sequência, cada qual para cada um dos artigos que serão submetidos. Por fim, considerações finais da dissertação são apresentadas na última parte, englobando os aspectos gerais de todo o trabalho.



## HIGHLIGHTS

- Os peixes apresentam grande importância ecológica, social e econômica para os estuários, apresentando variações no número de espécies e em suas quantidades ao longo do espaço e do tempo.
- No Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) estão inseridas regiões que contemplam Unidades de Conservação (UCs) e sua exploração como recurso deve ser bem manejada a fim de não prejudicar nem as pessoas que dependem dos peixes como fonte de renda nem o ecossistema como um todo.
- Durante o período de maio de 2000 a abril de 2001, os peixes foram amostrados ao longo do eixo norte-sul do CEP e mostraram-se com uma diversidade maior de espécies bem como com maiores abundâncias nos pontos intermediários e no período de verão, que coincide com o período de chuvas da região.
- O principal mecanismo responsável pelas variações das comunidades de peixes na região amostrada foi a substituição de espécies umas por outras (*turnover*), demonstrando elevada importância destas regiões para que estejam englobadas em estratégias de conservação.

## RESUMO

Os peixes que habitam o interior dos estuários apresentam grande importância ecológica, econômica e social para estas regiões. Suas comunidades variam em termos de estrutura e composição ao longo do espaço e do tempo. Expedições mensais realizadas durante o período de maio de 2000 a abril de 2001 ao longo do eixo norte-sul do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) identificaram um total 84602 peixes de 96 taxa, dos quais predominaram *Mugil spp.* (35,2%), *Atherinella brasiliensis* (19,09%), *Lycengraulis grossidens* (10,2%), *Haregula clupeola* (6,17%) e *Anchoa tricolor* (5,77%) correspondendo a 76,25% do total capturado. A aplicação dos Modelos Lineares Generalizados (GLM) permitiu a identificação de variações na riqueza e abundância de peixes relacionadas predominantemente com as variáveis ambientais de salinidade, temperatura e pluviosidade, sendo melhor representadas ao longo de um gradiente temporal. Maiores riquezas e abundâncias foram apresentadas nos pontos intermediários dos gradientes ambientais bem como nos meses mais quentes do ano (de janeiro a abril), os quais representam o período de chuvas da região. As variações espaciais da diversidade-beta geral em todos os setores amostrados foram respondidas predominantemente pelo padrão *turnover*, ou seja, a substituição de espécies umas pelas outras, sendo mais acentuado no setor intermediário em comparação aos setores interno e externo. Tal padrão elucida a necessidade de preservação destes locais para um bom funcionamento do ecossistema. Menos dominante, a componente *nestedness* resultante apresentou seu maior valor no setor externo, apesar da componente *turnover* ter sido predominantes em todos os setores.

**Palavras-chave:** peixes; estuário; gradientes ambientais; riqueza; abundância; GLM; diversidade-beta.

## ABSTRACT

The fish that inhabit the interior of the estuaries are of great ecological, economic and social importance for these regions. Their communities vary in terms of structure and composition over space and time. Monthly expeditions carried out during the period from May 2000 to April 2001 along the north-south axis of the Paranaguá Estuarine Complex (CEP) identified a total of 84,602 specimens of 96 taxa of fish, of which predominated *Mugil* spp. (35.2%), *Atherinella brasiliensis* (19.09%), *Lycengraulis grossidens* (10.2%), *Haregula clupeola* (6.17%) and *Anchoa tricolor* (5.77%) corresponding to 76.25% of the total captured. The application of the Generalized Linear Models (GLM) allowed the identification of variations in fish richness and abundance related predominantly to the environmental variables of salinity, temperature and rainfall, being better represented along a time gradient. Greater richness and abundance were presented at the intermediate points of the environmental gradients as well as in the hottest months of the year (from January to April), which represent the region's rainy season. The spatial variations of the general beta-diversity in all sectors sampled were answered predominantly by the turnover pattern, that is, the substitution of species by one another, being more accentuated in the intermediate sector in comparison to the internal and external sectors. Such pattern elucidates the need to preserve these sites for a good functioning of the ecosystem. Less dominant, the nestedness resultant component presented its highest value in the external sector, although the turnover component was predominant in all sectors.

**Keywords:** fish; estuary; environmental gradients; richness; abundance; GLM; beta-diversity.

## SUMÁRIO

<b>1.INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>1</b>
<b>2.OBJETIVOS.....</b>	<b>4</b>
2.1. Objetivo Geral.....	4
2.2. Objetivos Específicos.....	4
<b>3. HIPÓTESES.....</b>	<b>5</b>
<b>4. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>5</b>
 <b>CAPÍTULO 1 .....</b>	 <b>12</b>
Predizendo a riqueza e abundância de peixes em áreas rasas de um estuário subtropical.....	12
 <b>CAPÍTULO 2 .....</b>	 <b>38</b>
Estimando a $\beta$ -diversidade total e suas componentes <i>turnover</i> e <i>nestedness</i> para se identificar diferenças espaciais na composição da ictiofauna em um estuário subtropical.....	38
<b>Referências .....</b>	<b>48</b>
 <b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	 <b>52</b>

## 1.INTRODUÇÃO GERAL

Estuário pode ser compreendido como um corpo aquoso costeiro, semi-fechado, que possui livre conexão com o oceano, onde ocorre o encontro da água salgada, proveniente dos oceanos, com a água doce, oriunda da drenagem continental (CAMERON & PRITCHARD, 1963). São ambientes de transição física e biológica entre o continente, a água dos rios e o oceano (CHOWDHURY et al., 2009). Apresentam grande importância ecológica, estando classificados dentre os ecossistemas mais produtivos do planeta (COSTANZA et al., 1997) e relacionam-se de maneira relevante com outros ambientes (MCLUSKY & ELLIOTT, 2004; ABLE, 2005). Suportam em seu interior a instalação de portos, os quais servem de base para o intercâmbio comercial entre estados e países distintos, representando sua importância econômica. Além disso, fornecem uma grande quantidade de recursos pesqueiros para as comunidades que vivem ao seu entorno, sendo a pesca nesta região caracterizada por ser essencialmente artesanal e a principal fonte de renda para a maioria das comunidades de pesca que vivem ao seu entorno (ROUGEULLE 1993; ANDRIGUETTO-FILHO 1998).

Trata-se de ambientes dinâmicos que apresentam grandes flutuações em suas condições ambientais (JAMES et al., 2007), tais como as características físico-químicas da água. Este fato acarreta mudanças nas comunidades de produtores primários (FLORES-VERDUGO et al., 1990) e conseqüentemente na ictiofauna (BLABER et al., 1995; MORRISON et al., 2002; OLIVEIRA NETO et al., 2004). Estes sistemas estão susceptíveis a influências da salinidade, da geomorfologia do corpo estuarino e também dos padrões de circulação regional (MIRANDA et al., 2002), além da amplitude, ciclo e correntes de maré (REISE, 1985). Apresentam uma grande variedade de habitats, como marismas, manguezais, gamboas (MIRANDA et al., 2002), praias estuarinas e planícies de maré, o que permite que diversos organismos utilizem os estuários em diferentes estágios de seus ciclos de vida. Tais variabilidades ambientais forçam os organismos que utilizam os estuários a apresentarem em seus ciclos de vida claros padrões sazonais de crescimento, reprodução e abundância (COMA et al., 2000; MAES et al., 2004).

São regiões que recebem grande aporte de nutrientes, os quais ficam aprisionados por conta de suas características hidrodinâmicas, suportando assim elevada produtividade fitoplânctônica (MIRANDA et al., 2002). Este fato justifica sua função como criadouro para diversas espécies de peixes de importância comercial (LONGHURST & PAULY, 1987; SHERIDAN, 1992; COSTA et al., 1994), uma vez que a presença de alimento ocorre em abundância. Representam importantes ambientes, principalmente, para os estágios larvais e

juvenis de peixes, servindo como regiões berçário (BECK et al., 2001; ELLIOTT & MCLUSKY, 2002; MARTINHO et al., 2007). Desempenham, ainda, um papel importante na exportação de nutrientes para os oceanos, contribuindo com a produtividade oceânica (ODUM, 2004).

Os peixes utilizam os estuários para fins de reprodução (CHAVES & BOUCHEREAU, 2000; VENDEL et al., 2003), alimentação (BLABER et al., 1995; LOUIS et al., 1995) e crescimento, sendo geralmente membros sazonais destes ambientes, que servem como vias de migração entre as áreas de alimentação e desova (POTTER et al., 1986; COSTA et al., 1994) e vias de deslocamento entre as regiões marinhas e fluviais (KENNISH, 2002).

Sua distribuição está relacionada ao estágio do ciclo de vida e ao tipo de uso que determinada espécie faz do estuário, de acordo com o hábitat que melhor compreenda as características físico-química-biológicas ideais para seu desenvolvimento naquele período. Como exemplo de tais características podemos citar a salinidade, a temperatura, o oxigênio dissolvido (SPACH et al., 2004), a disponibilidade de alimento, condições meteorológicas (GARCIA et al., 2003) e oceanográficas (MIRANDA et al., 2002), variações entre os ciclos lunares (GODEFROID et al., 2003; REIS-FILHO et al., 2010) e entre os períodos diurno e noturno (IGNACIO & SPACH, 2009). Além de suas tolerâncias ambientais e processos fisiológicos que determinam sua distribuição ao longo dos habitats estuarinos, segundo Elliott & Hemingway (2002), interações biológicas, como competição, predação e comensalismo, podem controlar a distribuição das espécies de peixes ao longo destes ambientes.

As áreas rasas estuarinas apresentam fundamental importância para larvas e juvenis de peixes, em particular, uma vez que dispõe de alimento em abundância e proteção contra predadores (MCDOWALL, 1976; LAYMAN, 2000; ELLIOT & HEMINGWAY, 2002). A característica destes ambientes rasos serem tidos como refúgio para os estágios iniciais de vida dos peixes, pode ser explicada por serem regiões que apresentam baixa transparência (PATERSON & WHITFIELD, 2000) e também pelo fato de que os predadores se concentram em áreas mais profundas do estuário, como os canais (BLABER et al., 1995). Tais atributos contribuem para o seu desenvolvimento nas fases iniciais de seus ciclos de vida (BLABER & BLABER, 1980; KNEIB, 1984; PATERSON & WHITFIELD, 2000), maximizando suas chances de sobrevivência (WHITFIELD, 1999; ELLIOTT & MCLUSKY, 2002).

A estrutura e composição das comunidades de peixes em estuários podem ser influenciadas por uma ampla gama de fatores, que ocorrem em diversas escalas espaciais e temporais. Em escala global, a abundância e riqueza de espécies é fortemente influenciada pelo tamanho do estuário, diversidade de habitats, configuração da desembocadura do estuário além

de um gradiente latitudinal (PEASE, 1999; HILLEBRAND, 2004; LEY, 2005; HARRISON & WHITFIELD, 2006; NICOLAS et al., 2010). Em escala regional os fatores que operam sobre os padrões de estrutura e composição destes organismos são a salinidade, a temperatura, o tipo de hábitat, o fluxo de descarga fluvial (THIEL et al., 1995; MARSHALL & ELLIOTT, 1998; FRANÇA et al., 2009; VASCONCELOS et al., 2010) e a transparência da água (MARTINO & ABLE, 2003; BARLETTA et al., 2005; VILLAR et al., 2011; 2013; AGUIRRE-LEÓN et al., 2014).

Processos em escala temporal estão relacionados basicamente com fenômenos climáticos, como o regime de chuvas, que alteram as características físico-químicas destes ambientes e refletem tais mudanças na ictiofauna, permitindo a identificação de padrões sazonais. Os principais parâmetros responsáveis pela estrutura e composição temporal das comunidades de peixes em estuários temperados são a salinidade, associada à riqueza de espécies, justificada pelos limites de tolerância fisiológicos, e a temperatura, associada à abundância de peixes migrantes que utilizam sazonalmente os estuários (THIEL et al., 1995; WHITFIELD & ELLIOTT, 2002).

A dinamicidade dos ecossistemas estuarinos, naturalmente, condiciona um número restrito de espécies nas comunidades biológicas, bem adaptadas para viver em tais condições ao longo de todo o ano (MCLUSKY & ELLIOTT, 2007). Flutuações ambientais naturais limitam o alcance de estratégias ecológicas (MOUILLOT et al., 2007; TEICHERT et al., 2017), justificando desta maneira a presença de espécies dominantes nestes ambientes. Organismos pequenos em tamanho, de tempo de vida relativamente curto e associados a técnicas de re-estrategistas compreendem de maneira geral as comunidades nestes ecossistemas (GRAY & ELLIOTT, 2009). Neste sentido surge o chamado paradoxo da qualidade estuarina, que embaraça o entendimento das pressões antrópicas e naturais sobre as comunidades biológicas estuarinas (DAUVIN, 2007; ELLIOTT & QUINTINO, 2007).

Com o crescimento das atividades humanas nas últimas décadas, os ecossistemas costeiros e oceânicos vêm sendo impactados e modificados, principalmente no que diz respeito à poluição marinha. As mudanças climáticas têm mostrado impactos significativos nos ecossistemas estuarinos (HARLEY et al., 2006; MONTOYA & RAFFAELLI, 2010), e estas perturbações alteram os habitats e a estrutura das comunidades biológicas (KENNISH, 2002). Desta maneira, os padrões de diversidade e a qualidade da água destas regiões sofrem alterações (GARCIA et al., 2003; HALPERN et al., 2008; BORJA et al., 2010; LI & DE JONGE, 2015), e segundo Ceballos et al. (2015) a perda da biodiversidade e as alterações climáticas são aspectos centrais da crise ambiental global pela qual estamos passando.

O desenvolvimento de modelos climáticos nos permitiu apontar uma redução da precipitação média e um aumento da temperatura atmosférica na região sudeste do Brasil (CAI et al., 2012; IPCC, 2013), reduzindo assim, o aporte continental de água doce aos estuários. Tal redução aliada ao aumento do nível relativo do mar poderá acarretar numa salinização destes corpos costeiros (CAI et al., 2012).

Somado a estes fatores, o aumento das atividades portuárias bem como sua manutenção através de dragagens, alteram a geomorfologia, a hidrografia e a fisiografia das regiões estuarinas. Tais pressões antrópicas estão ligadas à eutrofização e à poluição industrial, influenciando o funcionamento deste ecossistema (MARTINHO et al., 2008; DOLBETH et al., 2010), causando degradação, fragmentação e até mesmo a perda de habitats (LOTZE et al., 2006; AMORIM et al., 2017).

Os peixes têm sido amplamente utilizados como indicadores de mudanças ambientais (MARTINHO et al., 2008), e diante destas modificações não naturais no ambiente estuarino, reflexos diretos e indiretos nas dinâmicas populacionais destes organismos, que utilizam os estuários em ao menos um dos estágios de seus ciclos de vida, vêm sendo observadas. A perda de habitats nestes ambientes, recorrentes de ações antrópicas nas regiões costeiras, tem sido o foco de diversos estudos, a fim de se identificar, priorizar e proteger estas áreas (BACHELER et al., 2009; FRANÇA et al., 2012). Neste sentido, é de suma importância a compreensão dos processos, naturais e antrópicos, que respondem a maneira em que as comunidades da ictiofauna se organizam ao longo de um ecossistema amplamente complexo e dinâmico, como os estuários, através de um gradiente definido por diferentes características ambientais e morfodinâmicas, as quais apresentam grande importância ecológica e socioeconômica.

## **2.OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Compreender os processos que regem a maneira em que as comunidades da ictiofauna do eixo Norte-Sul do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) se organizam ao longo de um ecossistema complexo e dinâmico, que sofre influência de gradientes ambientais em diferentes escalas espaciais e temporais.

### **2.2. Objetivos Específicos**

No presente estudo subdividimos o objetivo geral em dois objetivos específicos, cada qual para os dois artigos que seguem nos Capítulos 1 e 2.



- i. Relacionar padrões de distribuição e ocorrência da ictiofauna em ambientes rasos do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) com os gradientes das variáveis ambientais em escala espacial e temporal, através da utilização de modelos estatísticos;
- ii. Avaliar as variações da diversidade-beta em escala espacial através das estimativas de diversidade-beta total bem como de suas componentes *turnover* e *nestedness* resultante.

### 3. HIPÓTESES

A presente dissertação compreenderá duas hipóteses de pesquisa. A primeira delas (H1) referente ao primeiro capítulo e a segunda (H2) referente ao segundo capítulo.

H1: Dada a relação da composição, distribuição e ocorrência da ictiofauna com variáveis abióticas (como temperatura, salinidade, transparência da água), espera-se que os peixes apresentem distribuição distinta ao longo de ambientes que apresentem variações nestes parâmetros no espaço e no tempo.

H2: Dada a relação da componente *turnover* da diversidade-beta total com a presença de gradientes temporais, espaciais e/ou ambientais, espera-se encontrar maior contribuição desta componente na dissimilaridade total da ictiofauna do que a componente *nestedness* resultante.

### 4. REFERÊNCIAS

- ABLE, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 5-17.
- AGUIRRE-LEÓN, A., PÉREZ-PONCE, H.E., DÍAZ-RUIZ, S., 2014. Environmental heterogeneity and its relationship with diversity and abundance of the fish community in a coastal system of Gulf of Mexico. *Revista de Biología Tropical*. 62, 145–163.
- AMORIM, E., RAMOS, S., ELLIOTT, M., FRANCO, A., BORDALO, A.A., 2017. Habitat loss and gain: influence on habitat attractiveness for estuarine fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 197, 244–257.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J. M., 1998. Interações, fatores de mudança e sustentabilidade das práticas materiais e dinâmicas ambientais nos sistemas técnicos da pesca artesanal. In: Lima

- RE, Negrelle RR (eds) Meio ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná: Diagnostico. Editora Universidade Federal do Paraná, Curitiba, pp 95-105.
- BACHELER, N.M., PARAMORE, L.M., BUCKEL, J.A., HIGHTOWER, J.E., 2009. Abiotic and biotic factors influence the habitat use of an estuarine fish. *Marine Ecological Progress Series* 377, 263-277.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, London, v. 66, pp. 45–72.
- BECK, M.W., HECK, K.L., ABLE, K.W., CHILDERS, D.L., EGGLESTON, D.B., GILLANDERS, B.M., HALPERN, B., HAYS, C.G., HOSHINO, K., MINELLO, T.J., ORTH, R.J., SHERIDAN, P.F., WEINSTEIN, M.R., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51, 633-641.
- BLABER, S. J. M. & T. G. BLABER, 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* 17: 143-162.
- BLABER, S.J.M., BREWER, D.T., SALINI, J.P., 1995. Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40, 177–193.
- BORJA, A., DAUER, D.M., ELLIOTT, M., SIMENSTAD, C.A., 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries Coasts* 33, 1249-1260.
- CAI, H., SAVENIJE, H. H. G, TOFFOLON, M. 2012. A new analytical framework for assessing the effect of sea-level rise and dredging on tidal damping in estuaries. *Journal of Geophysical Research*.
- CAMERON, W. N. & PRITCHARD, D. W. 1963. Estuaries. In: Goldberg, E. D.; McCave, I.N.; O'Brien, I. I & Steele, I.H. eds. *The Sea*. New York, John Wiley & Sons. p. 306-324.
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P. R., BARNOSKY, A. D., GARCÍA, A., PRINGLE, R. M., PALMER, T. M., 2015. Accelerated modern human – induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Sciences Advances*, 1(e1400253), pp.1–5.
- CHOWDHURY, M.S.N., HOSSAIN, M.S., CHOWDHURY, S.R., DAS, N.G., 2009. Fisheries species composition and water quality of the Naaf river estuary. *Bangladesh Journal of Marine Sciences and Fisheries* 1 (1), 1–20.
- COMA, R., RIBES, M., GILI, J.M., ZABALA, M., 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 15, 448-453.

- COSTANZA, R., DARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- CHAVES, P. & BOUCHEREAU, J.-L., 2000. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Oceanologica Acta, França*, v. 23-3, p. 273-280.
- COSTA, M. J., J. L. COSTA, P. R. DE ALMEIDA & C. A. ASSIS, 1994. Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? An example of the Mira estuary in Portugal. *Ecological Engineering* 3: 187-195.
- DAUVIN, J.-C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 271–281.
- DOLBETH, M., MARTINHO, F., FREITAS, V., COSTA-DIAS, S., CAMPOS, J., PARDAL, M., 2010. Multi-year comparisons of fish recruitment, growth and production in two drought-affected Iberian estuaries. *Marine and Freshwater Research*. 61, 1399-1415.
- ELLIOT, M. & HEMINGWAY, K. L., 2002. *Fishes in estuaries*. USA: Blackwell Science, p. 636.
- ELLIOTT, M., McLUSKY, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 815-827.
- ELLIOTT, M., QUINTINO, V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 640–645.
- FLORES-VERDUGO, F., GONZÁLEZ-FARÍAS, F., RAMÍREZ-FLORES, O., AMEZCUA-LINARES, F., YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., ALVAREZ-RUBIO, M., DAY, J.W., GONZALEZ-FARIAS, F., RAMIREZ- FLORES, O., YANEZ-ARANCIBIA, A., 1990. Mangrove Ecology, Aquatic Primary Productivity, and Fish Community Dynamics in the Teacapan-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries* 13, 219.
- FRANÇA, S., COSTA, M.J., CABRAL, H.N., 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83, 1-12.
- FRANÇA, S., VASCONCELOS, R.P., REIS-SANTOS, P., FONSECA, V.F., COSTA, M.J., CABRAL, H.N., 2012. Vulnerability of Portuguese estuarine habitats to human impacts and relationship with structural and functional properties of the fish community. *Ecological Indicators* 18, 11-19.

- GARCIA, A.M., VIEIRA, J.P., WINEMILLER, K.O., 2003. Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 57, 489–500.
- GRAY, J.S., ELLIOTT, M., 2009. *Ecology of Marine Sediments: From Science to Management*. Oxford University Press.
- GODEFROID, R.S., SPACH, H.L., SCHWARZ JR, R., QUEIROZ, G.M.N., OLIVEIRA NETO, J.F., 2003. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 29 (1), 47–55.
- HALPERN, B.S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K.A., KAPPEL, C.V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J.F., CASEY, K.S., EBERT, C., FOX, H.E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H.S., MADIN, E.M., PERRY, M.T., SELIG, E.R., SPALDING, M., STENECK, R.W.R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-952.
- HARLEY, C.D.G., HUGHES, A.R., HULTGREN, K.M., MINER, B.G., SORTE, C.J.B., THORNBUR, C.S., RODRIGUEZ, L.F., TOMANEK, L., WILLIAMS, S.L., 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9, 228-241.
- HARRISON, T.D., WHITFIELD, A.K., 2006. Estuarine typology and the structuring of fish communities in South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 75, 269-293.
- HILLEBRAND, H., 2004. Strength, slope and variability of marine latitudinal gradients. *Marine Ecology Progress Series* 273, 251-267.
- IGNACIO, J. M., SPACH, H. L., 2009. Variação entre o dia e a noite nas características da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. *Zoociências*, 11 (1), 25–37.
- IPCC, 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- JAMES, N.C., COWLEY, P.D., WHITFIELD, A.K., LAMBERTH, S.J., 2007. Fish communities in temporarily open/closed estuaries from the warm- and cool-temperate regions of South Africa: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17, 565–580.
- KENNISH, M. J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, v. 29(1), p. 78-107.

- KNEIB, R. T., 1984. Patterns in the utilization of the intertidal salt marsh by larvae and juveniles of *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus) and *Fundulus luciae* (Baird). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 83: 41-51.
- LAYMAN, C. A., 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf zone on the eastern shore of Virginea barrier islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 51, p. 201-213.
- LEY, J.A., 2005. Linking fish assemblages and attributes of mangrove estuaries in tropical Australia: criteria for regional marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 305, 41-57.
- LI, X., de JONGE, V.N., 2015. Estuaries and coastal areas in times of intense change. *Ocean Coast. Manag.* 108, 1-2.
- LONGHURST, A. R. & D. PAULY, 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, London, p 407.
- LOTZE, H. K., LENIHAN, H. S., BOURQUE, B. J., BRADBURY, R. H., COOKE, R.G., KAY, M. C., KIDWELL, S.M., KIRBY, M.X., PETERSON, C.H., JACKSON, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806–1809.
- LOUIS, M.; BOUCHON, C. & BOUCHON-NAVARO, Y., 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia*, v. 295, p. 275-284.
- MAES, J., VAN DAMME, S., MEIRE, P., OLLEVIER, F., 2004. Statistical modelling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology* 145, 1033-1042.
- MARSHALL, S., ELLIOTT, M., 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 175-184.
- MARTINHO, F., LEITÃO, R., NETO, J.M., CABRAL, H., MARQUES, J.C., PARDAL, M.A., 2007. The use of nursery areas by juvenile fish in a temperate estuary, Portugal. *Hydrobiologia* 587, 281-290.
- MARTINHO, F., VIEGAS, I., DOLBETH, M., LEITÃO, R., CABRAL, H.N., PARDAL, M.A., 2008. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: performance evaluation under climatic instability. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1834-1843.
- MARTINO, E.J., ABLE, K.W., 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 969–987.
- MCDOWALL, R. M., 1976. The role of estuaries in the life cycles of fishes in New Zealand. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society*, vol. 23.

- MCLUSKY, D.S., ELLIOTT, M., 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management. Oxford University Press, Oxford, p. 214.
- MCLUSKY, D.S., ELLIOTT, M., 2007. Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 359-363.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B., 2002. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. Edusp, São Paulo. 424p.
- MONTOYA, J.M., RAFFAELLI, D., 2010. Climate change, biotic interactions and ecosystem services. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 365, 2013-2018.
- MORRISON, M.A., FRANCIS, M.P., HARTILL, B.W., PARKINSON, D.M., 2002. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 793–807.
- MOUILLOT, D., DUMAY, O., TOMASINI, J.A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 443–456.
- NICOLAS, D., LOBRY, J.L., LEPAGE, M., SAUTOUR, B., LE PAPE, O., CABRAL, H., URIARTE, A., BOËT, 2010. Fish under influence: a macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86 (1), 137-147.
- ODUM, E. P., 2004. Fundamentos de Ecologia. 7ª edição, editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 927p.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., Schwarz Júnior, R., 2004. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biologica Leopoldensia*. 26 (1), 125–138.
- PATERSON, A. W. & A. K. WHITFIELD, 2000. Do shallow-water habitats function as refugia for juvenile fishes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 359-364.
- PEASE, B.C., 1999. A spatially oriented analysis of estuaries and their associated commercial fisheries in New South Wales, Australia. *Fisheries Research* 42,67-86.
- POTTER, I. C.; CLARIDGE, P. N. & WARWICK, R. M., 1986. Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage. *Marine Ecology Progress Series*, [S. l.], v. 32, p. 217- 226.
- REIS-FILHO, J.A., NUNES, L.D.C., MENEZES, B.L., SOUZA, G.B.G., 2010. Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: evidências para o estuário do Rio Joanes-Bahia. *Biotemas*. 23 (2), 111–122.

- REISE, K., 1985. Tidal flat ecology. Berlin: Springer-Verlag, 191p.
- ROUGEULLE, M. D. (1993). La crise de la pêche artisanale: transformation de l'espace et destructuration de l'activité - le cas de Guaraqueçaba (Paraná, Brésil). DSc Thesis, Université de Nantes, France.
- SHERIDAN, P. F., 1992. Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rockery Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science* 50(1): 21-39.
- SPACH H.L., GODEFROID R.S., SANTOS C., SCHWARZ JR R. AND QUEIROZ G.M.L.N., 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Brazilian Journal of Oceanography* 52(1), 47 – 58.
- TEICHERT, N., PASQUAUD, S., BORJA, A., CHUST, G., URIARTE, A., LEPAGE, M., 2017. Living under stressful conditions: fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 188, 18–26.
- THIEL, R., SEPULVEDA, A., KAFEMANN, R., NELLEN, W., 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *Journal of Fish Biology* 46, 47-69.
- VASCONCELOS, R., REIS-SANTOS, P., MAIA, A., FONSECA, V., FRANÇA, S., WOUTERS, N., COASTA, M.J., CABRAL, H.N., 2010. Nursery use patterns of commercially important marine fish species in estuarine systems along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 613-624.
- VENDEL, A.L.; LOPES, S.G.; SANTOS, C.; SPACH, H.L., 2003. Fish Assemblages in a tidal flat. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46, 233-242.
- VILAR, C. C.; SPACH, H. L.; JOYEUX, J. C., 2011. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, Cambridge, v. 91, p. 635- 648.
- VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; GIARRIZZO, T.; SPACH, H. L.; VIEIRA, J. P.; VASKE-JUNIOR, T., 2013. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, Olendorf, v. 485, p. 181-197.
- WHITFIELD, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151-186.
- WHITFIELD, A.K., ELLIOTT, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.* 61, 229–250.



## CAPÍTULO 1

### **Predizendo a riqueza e abundância de peixes em áreas rasas de um estuário subtropical**

#### **Predicting fish richness and abundance in shallow areas of a subtropical estuary**

**Revista pretendida:** Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, ISSN (0025-3154). Fator de impacto: 1,578. Qualis CAPES: B1.

Luís Henrique Martins Capp Vergès<sup>1</sup>, Luís Fernando Fávaro<sup>2</sup>, André Pereira Cattani<sup>1</sup>, Henry Louis Spach<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos (PGSISCO), Universidade Federal do Paraná, 83255-976, Pontal do Paraná, PR, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Reprodução e Comunidade de Peixes, Setor de Ciências Biológicas, Centro Politécnico, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Brasil.

### **Resumo**

Os peixes no ambiente estuarino apresentam relações evidentes com as variações nas características físico-químicas da água, e a compreensão dos processos que respondem a tais variações é de suma importância. Um total de 84602 exemplares de peixes de 96 taxa foram capturados, havendo predominância dos taxa *Mugil* spp. (35,2%), *Atherinella brasiliensis* (19,09%), *Lycengraulis grossidens* (10,2%), *Harengula clupeiola* (6,17%) e *Anchoa tricolor* (5,77%) o que corresponde a 76, 25% da captura total, sendo que a maioria dos taxa esteve presente nas amostras com uma frequência relativa menor que 1%. Maiores valores médios, tanto para abundância, quanto para riqueza, foram identificados nos meses de dezembro a março, assim como nos pontos intermediários do gradiente ambiental. Os Modelos Lineares Generalizados (GLM) apresentaram a salinidade, a temperatura e a pluviosidade como as principais variáveis preditoras que tiveram influência na riqueza da ictiofauna, enquanto que para a abundância somente a temperatura mostrou efeito significativo. A Análise de Correspondência Canônica (CCA) identificou uma clara relação de um gradiente temporal com a temperatura, bem como de um gradiente espacial com a salinidade, transparência da água e com o oxigênio dissolvido. Os taxa *Eucinostomus* sp., *Sphoeroides testudineus*, *Sphoeroides greeleyi*, *Cetengraulis edentulus* e *Eucinostomus argenteus* estiveram positivamente relacionadas com a temperatura enquanto e também com os pontos intermediários. Já os taxa *Menticirrhus littoralis*, *Mugil curema*, *Mugil* spp., *Anisotremus surinamensis* e *Harengula*



*clupeola* relacionaram-se positivamente com a salinidade, transparência da água e oxigênio dissolvido, além dos pontos mais externos. Distribuídas ao longo de todos os pontos amostrados, com exceção do P8, estiveram os taxa *Lycengraulis grossidens*, *Citharichthys arenaceus*, *Diapterus rhombeus* e *Anchoa tricolor*, as quais sofreram pouca influência da salinidade, o que pode justificar seus padrões de distribuição de maneira homogênea.

**Palavras-chave:** modelo preditivo; GLM; ictiofauna; estuário; gradiente ambiental.

### Abstract

Fish in the estuarine environment have evident relationships with variations in the physical and chemical characteristics of the water, and understanding the processes that respond to such variations is of great importance. A total of 84,602 specimens of 96 taxa were caught, with a predominance of taxas *Mugil* spp. (35.2%), *Atherinella brasiliensis* (19.09%), *Lycengraulis grossidens* (10.2%), *Harengula clupeola* (6.17%) and *Anchoa tricolor* (5.77%) which corresponds to 76, 25% of the total catch, with the majority of the taxa being present in the samples with a relative frequency less than 1%. Higher average values, both for abundance and richness, were identified in the months from December to March, as well as in the intermediate points of the environmental gradient. The Generalized Linear Models (GLM) presented salinity, temperature and rainfall as the main predictor variables that had an influence on the richness of ichthyofauna, whereas for abundance only temperature showed a significant effect. Canonical Correspondence Analysis (CCA) identified a clear relationship between a time gradient and temperature, as well as a spatial gradient with salinity, water transparency and dissolved oxygen. The taxa *Eucinostomus* sp., *Sphoeroides testudineus*, *Sphoeroides greeleyi*, *Cetengraulis edentulus* and *Eucinostomus argenteus* were positively related to temperature while and also to the intermediate points. The taxa *Menticirrhus littoralis*, *Mugil curema*, *Mugil* spp., *Anisotremus surinamensis* and *Harengula clupeola* were positively related to salinity, water transparency and dissolved oxygen, in addition to the most external points. The taxa *Lycengraulis grossidens*, *Citharichthys arenaceus*, *Diapterus rhombeus* and *Anchoa tricolor* were distributed throughout all sampled points, with the exception of P8, which suffered little influence of salinity, which may justify their distribution patterns in a homogeneous way.

**Keywords:** predictive model; GLM; ichthyofauna; estuary; environmental gradient.

## **Introdução**

As mudanças climáticas globais vêm impactando significativamente os ecossistemas marinhos e estuarinos ao redor do mundo (HARLEY et al., 2006; MONTOYA & RAFFAELLI, 2010). Estes impactos induzem mudanças na climatologia local, como temperatura, fluxo de água doce, ventos, correntes e circulação induzida pela maré (HENDERSON & SEABY, 2005; MARTINHO et al., 2009), além de modificações na qualidade da água e na biodiversidade dos sistemas estuarinos (GARCIA et al., 2003; HALPERN et al., 2008; BORJA et al., 2010; LI & DE JONGE, 2015). Existe atualmente uma preocupação global a respeito da perda de biodiversidade, especialmente quando relacionada a pressões antrópicas que impactam os bens e serviços ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2006; CARDINALE et al., 2012).

Os estuários são ambientes de transição física e biológica entre o continente, a água dos rios e o oceano (CHOWDHURY et al., 2009). Apresentam grande importância ecológica, estando classificados dentre os ecossistemas mais produtivos do planeta (COSTANZA et al., 1997) e relacionam-se de maneira relevante com outros ambientes (MCLUSKY & ELLIOTT, 2004; ABLE, 2005). São regiões naturalmente susceptíveis a grandes flutuações em suas condições ambientais (JAMES et al., 2007), sendo este fato relacionado à mudanças nas comunidades de produtores primários (FLORES-VERDUGO et al., 1990) e, conseqüentemente, na ictiofauna (BLABER et al., 1995; MORRISON et al., 2002; OLIVEIRA NETO et al., 2004).

Os peixes são um dos grupos de organismos dominantes da macrofauna estuarina (MARTINO & ABLE, 2003) e têm sido amplamente utilizados como indicadores de mudanças ambientais (MARTINHO et al., 2008). Variam amplamente em diferentes escalas espaciais e temporais (MAES et al., 2004) e diante da dinamicidade dos estuários as comunidades ictiofaunísticas são geralmente caracterizadas por baixa riqueza de espécies, bem adaptadas para viver em tais condições (MCLUSKY & ELLIOTT, 2007), limitadas pelo alcance de estratégias utilizadas para lidar com as flutuações ambientais (MOUILLOT et al., 2007; TEICHERT et al., 2017).

As áreas rasas dos estuários, como planícies de maré e praias estuarinas, são de vital importância principalmente para os estágios iniciais do ciclo de vida dos peixes. Nestes ambientes eles encontram alimento em abundância e proteção contra predadores (MCDOWALL, 1976; LAYMAN, 2000; ELLIOT & HEMINGWAY, 2002), que localizam-se geralmente nas regiões mais profundas do estuário (BLABER et al., 1995). Vários fatores abióticos relacionam-se com a estrutura e composição da ictiofauna no ambiente estuarino,

como temperatura, salinidade, transparência da água (MARTINO & ABLE, 2003; AGUIRRE-LEÓN et al., 2014), oxigênio dissolvido (SPACH et al., 2004) e condições climáticas (GARCIA et al., 2003) e oceanográficas (MIRANDA et al., 2002). Além destes fatores, interações biológicas como competição, predação e comensalismo podem estar envolvidos neste processo (ELLIOT & HEMINGWAY, 2002). Nos estuários temperados, a salinidade e a temperatura têm sido registradas como os principais fatores abióticos reguladores das comunidades de peixes, relacionados com a riqueza e a abundância de espécies, respectivamente (THIEL et al., 1995; WHITFIELD & ELLIOTT, 2002).

As populações de peixes estuarinos são fortemente afetadas pelos parâmetros climáticos e hidrológicos (COSTA et al., 2007; MARTINHO et al., 2009), e a utilização de modelos estatísticos que relacionam as respostas dos peixes às condições ambientais têm sido amplamente registrada, a fim de prever seus padrões de distribuição e ocorrência (NICOLAS et al., 2010; FRANÇA et al., 2011). Existem diversas técnicas para modelar tais padrões, seja de uma única espécie ou da variação da riqueza de espécies. Diversos estudos já foram realizados com o intuito de se comparar a performance destas técnicas estatísticas, no entanto não existe um modelo mais adequado que possa ser aplicado para todas as situações (FRANÇA & CABRAL, 2015). As relações entre o ambiente, a distribuição e a ocorrência das espécies em questão irão determinar qual o modelo mais adequado para se obter as melhores respostas para cada tipo de estudo (SEGURADO & ARAUJO, 2004; ELITH et al., 2006; AERTSEN et al., 2010; MEYNARD & KAPLAN, 2012), ou, em outras palavras, a relação das variáveis preditoras com as variáveis respostas.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi relacionar as flutuações nas variáveis ambientais para a caracterização dos padrões de distribuição e ocorrência da ictiofauna em ambientes rasos de um estuário subtropical na região Sul do Brasil, em escala espaço-temporal definida e ao longo de gradientes ambientais. Para a realização destas análises foram executadas técnicas estatísticas avançadas através da utilização de modelos matemáticos, sendo utilizado neste estudo os Modelos Lineares Generalizados (GLM).

## **Material e Métodos**

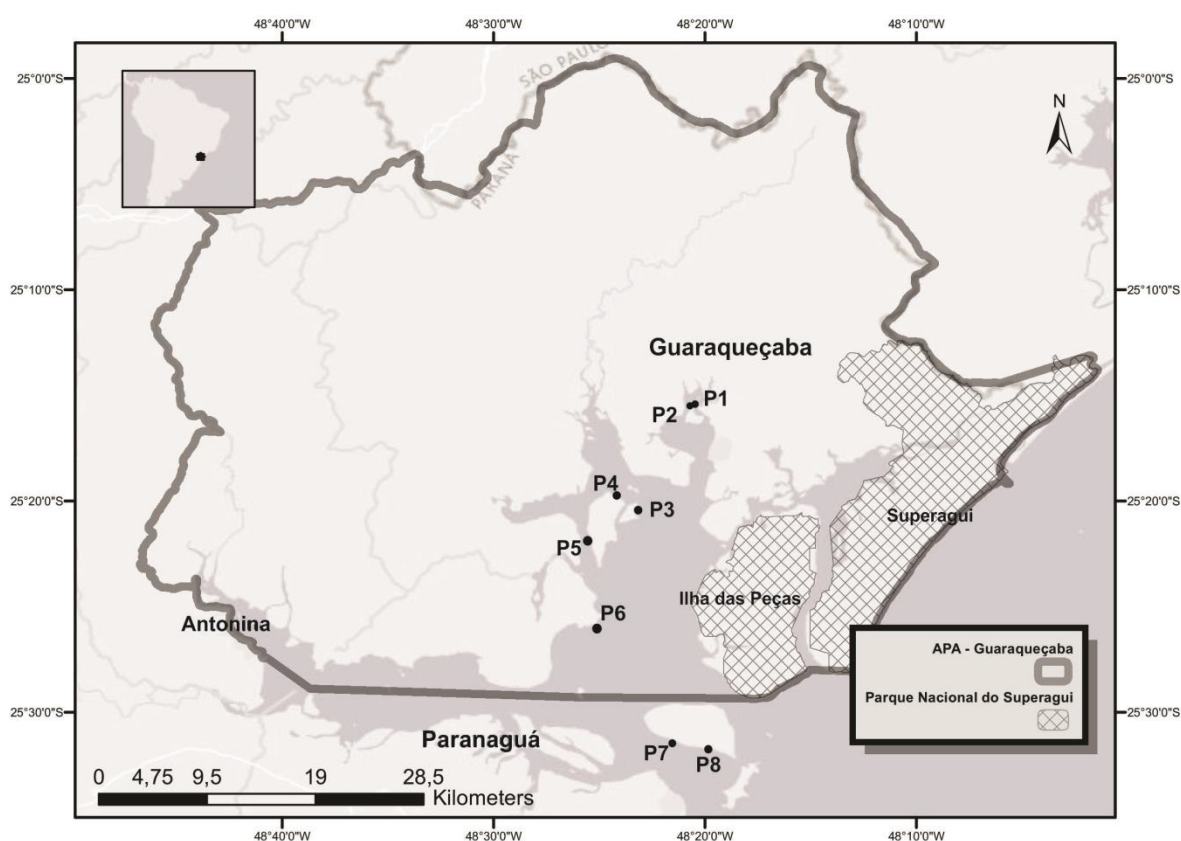
### *Área de Estudo*

A área de estudo está inserida no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (25°16'–25°34'S; 48°17'–48°42'W), norte do estado do Paraná e região Sul do Brasil (Figura 1), conectada ao oceano aberto através de três canais de maré (MANTAVANELLI, 1999). É uma região considerada como Patrimônio Natural da Humanidade e Reserva da Biosfera pela

Organização das Nações Unidas, desde 1991 (LANA et al., 2001) e é composto por cinco baías principais: Paranaguá, Antonina, Laranjeiras, Pinheiros e Guaraqueçaba. É caracterizada ainda, por apresentar diversas Unidades de Conservação em seu interior, como é o caso do Parque Estadual da Ilha do Mel, da Estação Ecológica da Ilha do Mel ou do Parque Nacional do Superagui, sendo este último considerado como Sítio do Patrimônio Natural (UNESCO, 1999), Reserva da Biosfera (UNESCO, 1991) e Patrimônio Natural e Histórico do Paraná (Paraná, 1970).

Trata-se de um dos maiores sistemas estuarinos do Atlântico Sudoeste, compreendendo uma área total de 612Km<sup>2</sup> e extensas áreas de planícies entre marés (295Km<sup>2</sup>), com cobertura predominante de manguezais (FARACO et al., 2010). As profundidades médias no interior do CEP são de 5,4m e o tempo de residência de suas águas é de 3,49 dias (LANA et al., 2001).

FIGURA 1 - MAPA DA ÁREA DE ESTUDO E LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA.



FONTE: O autor (2019).

Este sistema estuarino possui um moderado gradiente vertical de salinidade e um regime de marés semidiurnas com irregularidades durante o dia, com variação máxima de 2,7m e sazonalidade consistente em seus padrões de circulação e estratificação (KNOPPERS et al.,

1987; MARONE et al., 2005). É substancialmente influenciado pelos fluxos de água doce proveniente da drenagem continental, especialmente nos meses de verão, os quais compreendem os períodos chuvosos e onde a magnitude da descarga fluvial é cerca de cinco vezes maior do que nos meses de inverno (MANTOVANELLI et al. 2004).

#### *Coleta de dados e processamento das amostras*

Oito pontos de coleta perfazem o desenho amostral deste estudo, orientados no sentido norte-sul do CEP (Figura 1). As coletas ocorreram mensalmente nos meses de maio a dezembro de 2000 e de janeiro a abril de 2001, perfazendo um total de 94 amostras (ocorreram falhas nas amostragens nos meses de dezembro de 2000 e abril de 2001 no ponto P2). Para a coleta de material biológico foi utilizada uma rede do tipo “picaré”, com as medidas de 30m de comprimento, 3m de altura, 2m de boca e 0,5cm de malha entrenós adjacentes. Para cada ponto amostral e em cada período de coleta foram realizados dois arrastos consecutivos, cada um equivalendo a uma distância de 50m, perfazendo desta maneira um total de 100m de arrasto considerados como uma única amostra. Os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente identificados, e preservados em gelo para procedimentos posteriores. Em laboratório, o material coletado foi identificado com o auxílio de chaves de identificação.

Através de variáveis físicas e químicas da água buscou-se identificar as características ambientais em cada ponto de coleta. Para tal, amostras de águas foram coletadas com a utilização de uma garrafa de Van Dorn, com exceção à transparência, que foi medida *in situ* através da utilização de um disco de Secchi. O pH foi medido com um potenciômetro (INGOLD-206) dotado de um sensor de temperatura. As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas seguindo o método de Winkler, de acordo com Grasshoff et al. (1983), dados de temperatura foram obtidos com a utilização de um termômetro a base de mercúrio e a salinidade foi mensurada através de um refratômetro.

#### *Análises estatísticas*

Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2019). Para avaliar a representatividade das amostragens da comunidade de peixes, foi elaborada uma curva cumulativa de espécies no pacote *vegan*, função *specaccum* (OKSANEN et al., 2018), com base em todas as amostras coletadas. Uma curva modelada foi traçada com base no estimador de riqueza de espécies de Coleman et al., (1982).

Para reduzir o viés causado por poucas amostras com elevadas abundâncias, foram retiradas as amostras consideradas discrepantes (*outliers*), especificamente uma do ponto P7 coletada em janeiro de 2001.

Para avaliar as relações entre a abundância e riqueza de espécies com as variáveis fatoriais (ponto e mês), bem como com as variáveis ambientais (salinidade, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, transparência, pluviosidade e pluviosidade histórica) foram aplicados os Modelos Lineares Generalizados (GLM). O uso desses modelos permite a utilização de dados com distribuição de frequência de probabilidade diferente da distribuição normal ou gaussiana (ZUUR et al., 2010). Para os dados de riqueza, utilizou-se a distribuição de *Poisson*, por meio da função *glm* e para os dados de abundância, foi empregada uma distribuição binomial negativa por meio da função *glm.nb* do pacote *MASS* (VENABLES & RIPLEY, 2002).

Os dados de pluviosidade utilizados nas análises (médias mensais do período de amostragem) foram extraídos do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2019), e os dados referentes à pluviosidade histórica (média mensal entre os anos de 1975 a 2015) foram extraídos do banco de dados do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR, 2019).

A função VIF (Variation Inflation Factor - VIF) do pacote *Car* (FOX & WEISBERG, 2011) foi utilizada para testar a multicolinearidade das variáveis ambientais (ZUUR et al., 2010), sendo que variáveis com elevado valor no VIF ( $>5$ ) foram excluídas do modelo. Para a seleção dos modelos mais explicativos foi utilizada a função *dredge* do pacote *MuMin* (BARTÓN, 2018). Os modelos foram selecionados utilizando-se o critério de informação de Akaike corrigido (AICc), o delta AIC e os pesos de Akaike (weight) entre os modelos, sendo selecionados aqueles que apresentaram o valor de delta AIC menor que 3. Quanto maiores os pesos, maior o poder de explicação dos modelos dentre todos os testados.

Os gráficos foram elaborados através da função *effect* do pacote *Effects* (FOX, 2003) e da função *stripchart* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018). Na elaboração dos gráficos de abundância, os dados foram transformados em  $\log(n+1)$  para permitir uma melhor visualização dos padrões.

Por fim, foi elaborada a Análise de Correspondência Canônica (CCA) (TER BRAACK, 1986) com a função *cca* do pacote *vegan* para avaliar a influência das variáveis ambientais nas espécies mais abundantes. A colinearidade entre as variáveis preditoras ambientais foi testada por meio da função *ordistep* também presente no pacote *vegan*. Desta maneira, foram plotadas no gráfico as variáveis não colineares e que tiveram importância na variabilidade das espécies mais abundantes.



## Resultados

Foram capturados na área amostral 84602 exemplares de peixes de 96 taxa, predominando nas capturas de *Mugil* spp. (35,2%), *Atherinella brasiliensis* (19,09%), *Lycengraulis grossidens* (10,2%), *Haregula clupeiola* (6,17%) e *Anchoa tricolor* (5,77%) o que corresponde a 76, 25% da captura total. A maioria dos taxa esteve presente nas amostras com uma frequência relativa menor que um por cento (Tabela 1).

TABELA 1 - LISTA DE ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA E OS VALORES DE FREQUÊNCIA (F) E FREQUÊNCIA RELATIVA (F%) AMOSTRADAS NA ÁREA AMOSTRAL.

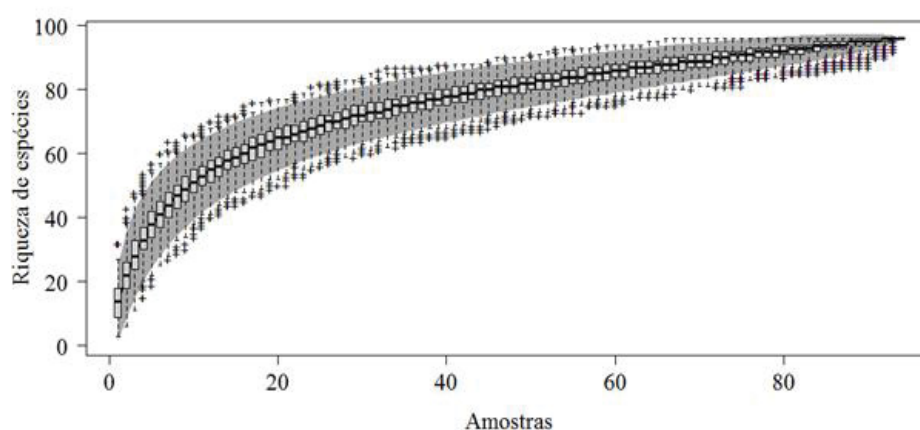
Taxon	F	F%	Taxon	F	F%
<i>Acanthistius brasilianus</i>	2	0,002%	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	59	0,070%
<i>Acanthocybium solandri</i>	1	0,001%	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	5	0,006%
<i>Achirus lineatus</i>	210	0,248%	<b><i>Lycengraulis grossidens</i></b>	<b>8648</b>	10,222%
<i>Albula vulpes</i>	1	0,001%	<i>Menticirrhus americanus</i>	67	0,079%
<i>Anchoa lyolepis</i>	44	0,052%	<i>Menticirrhus littoralis</i>	821	0,970%
<i>Anchoa januaria</i>	1893	2,238%	<i>Microgobius meeki</i>	39	0,046%
<i>Anchoa</i> sp.	58	0,069%	<i>Micropogonia furnieri</i>	6	0,007%
<b><i>Anchoa tricolor</i></b>	<b>4878</b>	5,766%	<i>Mugil curema</i>	431	0,509%
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1492	1,764%	<i>Mugil curvidens</i>	2	0,002%
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	1	0,001%	<i>Mugil gaimardianus</i>	262	0,310%
<i>Astroscoptes y-graecum</i>	6	0,007%	<i>Mugil liza</i>	10	0,012%
<b><i>Atherinella brasiliensis</i></b>	<b>16147</b>	19,086%	<i>Mugil platanus</i>	17	0,020%
<i>Bairdiella ronchus</i>	41	0,048%	<b><i>Mugil</i> sp.</b>	<b>29820</b>	35,247%
<i>Bathygobius soporator</i>	243	0,287%	<i>Mycteroperca bonaci</i>	4	0,005%
<i>Caranx hippos</i>	1	0,001%	<i>Mycteroperca rubra</i>	3	0,004%
<i>Caranx latus</i>	6	0,007%	<i>Oligoplites palometa</i>	26	0,031%
<i>Cathorops spixii</i>	355	0,420%	<i>Oligoplites saliens</i>	23	0,027%
<i>Centropomus parallelus</i>	112	0,132%	<i>Oligoplites saurus</i>	36	0,043%
<i>Centropomus undecimalis</i>	1	0,001%	<i>Oligoplites</i> sp.	2	0,002%
<i>Cetengraulis edentulus</i>	698	0,825%	<i>Opisthonema oglinum</i>	19	0,022%
<i>Chaetodipterus faber</i>	109	0,129%	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	1	0,001%
<i>Chilomycterus spinosus</i>	88	0,104%	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	16	0,019%
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	28	0,033%	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	1	0,001%
<i>Citharichthys arenaceus</i>	870	1,028%	<i>Poecilia vivipara</i>	3	0,004%
<i>Citharichthys spilopterus</i>	88	0,104%	<i>Pomatomus saltatrix</i>	2	0,002%
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	12	0,014%	<i>Prionotus nudigula</i>	1	0,001%
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	1	0,001%	<i>Prionotus punctatus</i>	4	0,005%
<i>Ctenogobius smaragdus</i>	105	0,124%	<i>Prionotus</i> sp.	2	0,002%
<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	47	0,056%	<i>Sardinella brasiliensis</i>	259	0,306%
<i>Cynoscion leiarchus</i>	1	0,001%	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	4	0,005%
<i>Diapterus rhombeus</i>	732	0,865%	<i>Selene vomer</i>	73	0,086%
<i>Diplectrum radiale</i>	16	0,019%	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	3016	3,565%

<i>Eleotris pisonis</i>	1	0,001%	<i>Sphoeroides testudineus</i>	1896	2,241%
<i>Etropus crossotus</i>	223	0,264%	<i>Sphyraena guachancho</i>	1	0,001%
<i>Eucinostomus argenteus</i>	2518	2,976%	<i>Stephanolepis hispidus</i>	8	0,009%
<i>Eucinostomus gula</i>	202	0,239%	<i>Strongylura marina</i>	91	0,108%
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	221	0,261%	<i>Strongylura timucu</i>	39	0,046%
<i>Eucinostomus sp.</i>	826	0,976%	<i>Symphurus tessellatus</i>	24	0,028%
<i>Fistularia tabacaria</i>	2	0,002%	<i>Syngnathus folletti</i>	4	0,005%
<i>Genidens barbatus</i>	1	0,001%	<i>Syngnathus pelagicus</i>	7	0,008%
<i>Genidens genidens</i>	640	0,756%	<i>Syngnathus rousseau</i>	3	0,004%
<i>Genyatremus luteus</i>	2	0,002%	<i>Synodus foetens</i>	63	0,074%
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1	0,001%	<i>Trachinotus carolinus</i>	397	0,469%
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1	0,001%	<i>Trachinotus falcatus</i>	169	0,200%
<i>Guavina guavina</i>	1	0,001%	<i>Trachinotus goodei</i>	21	0,025%
<b><i>Harengula clupeola</i></b>	<b>5216</b>	<b>6,165%</b>	<i>Trachinotus marginatus</i>	16	0,019%
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	22	0,026%	<i>Trachinotus sp.</i>	14	0,017%
<i>Hippocampus reidi</i>	1	0,001%	<i>Trinectes microphthalmus</i>	1	0,001%

FONTE: O autor (2019).

De acordo com a curva de acumulação de espécies, apesar de não haver uma clara estabilização, observou-se que a partir da 20ª amostra há uma diminuição da inclinação da curva, em consonância com a curva modelada, e uma diminuição da variabilidade entre as amostras, demonstradas pelos valores observados (Figura 2).

FIGURA 2 - CURVA CUMULATIVA DE ESPÉCIES ELABORADA COM AS AMOSTRAS DE PEIXES (N=94) COLETADAS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP). EM CINZA, A CURVA MODELADA COM BASE NO ESTIMADOR DE COLEMAN (COLEMAN ET AL, 1982). OS BOXPLOTS FORAM CONSTRUÍDOS A PARTIR DAS MÉDIAS. AS CRUZES REPRESENTAM *OUTLIERS*.



FONTE: O autor (2019).



Considerando-se os valores da abundância e riqueza das espécies ao longo dos meses (Tabela 2), maiores abundâncias foram observadas em janeiro de 2001 e menores valores em setembro de 2000. Vale destacar que no total capturado no mês com maior abundância, 70% (29.096) correspondeu a captura de *Mugil* spp. Quanto à riqueza (Tabela 2), maiores valores foram registrados em março de 2001 e menores valores nos meses de julho e outubro de 2000.

Quanto aos pontos (Tabela 3), destacam-se os maiores valores de abundâncias no ponto P7, os menores valores nos pontos P2, P4 e P8. Maiores valores de riqueza nos pontos P5, P6 e P7 e o menor número de espécies no ponto P2.

TABELA 2 - SÍNTESE DESCRITIVA DA ABUNDÂNCIA (N) E RIQUEZA (S) TOTAL E MÉDIA ( $\mu$ )  $\pm$  DESVIO PADRÃO (DP) DOS PEIXES COLETADOS NOS ANOS DE 2000 E 2001.

Ano	Mês	n Total	n ( $\mu \pm DP$ )	s Total	s ( $\mu \pm DP$ )
2000	Mai	3.192	399 $\pm$ 665,44	88	11 $\pm$ 2,51
	Jun	2.268	283,5 $\pm$ 157,11	137	17,13 $\pm$ 4,64
	Jul	1.627	203,38 $\pm$ 250,39	70	8,75 $\pm$ 4,53
	Ago	6.206	775,75 $\pm$ 1322,23	91	11,38 $\pm$ 3,81
	Set	587	73,38 $\pm$ 96,51	66	8,25 $\pm$ 3,06
	Out	960	120 $\pm$ 87	70	8,75 $\pm$ 3,92
	Nov	2.125	265,63 $\pm$ 157,28	84	10,5 $\pm$ 4,41
	Dez	2.289	327 $\pm$ 181,8	80	11,43 $\pm$ 2,64
2001	Jan	41.585	5.198,13 $\pm$ 12064,15	144	18 $\pm$ 4,41
	Fev	7.629	953,63 $\pm$ 1220,67	145	18,13 $\pm$ 3,52
	Mar	8.727	1.090,88 $\pm$ 1185,5	172	21,5 $\pm$ 6,48
	Abr	7.407	1.058,14 $\pm$ 481,05	143	20,43 $\pm$ 2,51

Fonte: O autor (2019).

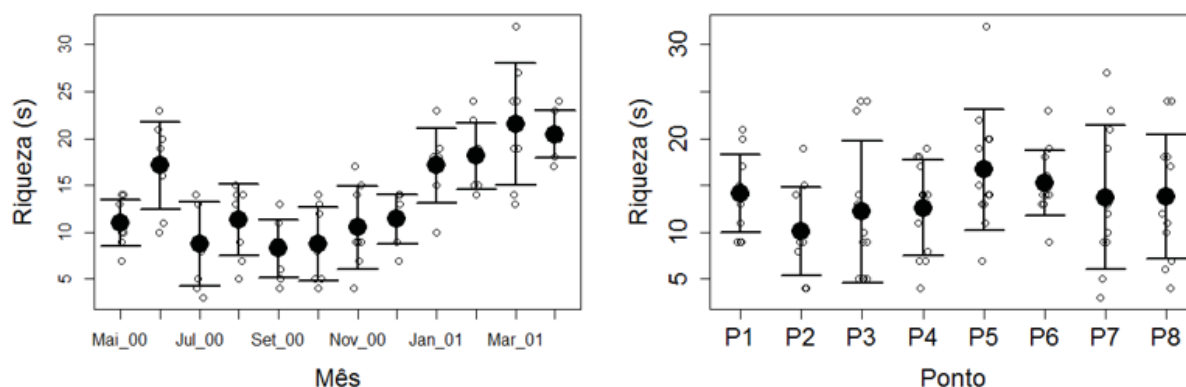
TABELA 3 - SÍNTESE DESCRITIVA DA ABUNDÂNCIA (N) E RIQUEZA (S) TOTAL E MÉDIA TOTAL ( $\mu$ )  $\pm$  DESVIO PADRÃO (DP) DOS PEIXES COLETADOS NOS OITO PONTOS AMOSTRAIS.

Ponto	n Total	n ( $\mu \pm DP$ )	s Total	s ( $\mu \pm DP$ )
P1	5.607	467,25 $\pm$ 426,7	169	14,08 $\pm$ 4,14
P2	2.527	252,7 $\pm$ 275,2	101	10,1 $\pm$ 4,72
P3	5.538	461,5 $\pm$ 433,66	146	12,17 $\pm$ 7,58
P4	3.555	296,25 $\pm$ 283,81	151	12,58 $\pm$ 5,09
P5	13.358	1.113,17 $\pm$ 1.602,47	200	16,67 $\pm$ 6,47
P6	12.616	1.051,33 $\pm$ 1.030,82	183	15,25 $\pm$ 3,52
P7	38.465	3.205,42 $\pm$ 10.003,02	175	14,58 $\pm$ 7,94
P8	2.936	244,67 $\pm$ 298,07	165	13,75 $\pm$ 6,62

Fonte: O autor (2019).

Na seleção dos Modelos Lineares Generalizados (GLM) para a riqueza, considerando-se os fatores ponto e mês, o modelo selecionado ( $\Delta < 3$ ;  $\text{peso} = 0,56$ ) elencou, em ordem decrescente de importância, o mês e o ponto, com uma tendência observada de maiores valores nos meses de janeiro a abril de 2001 e nos pontos P5 e P6 (Figura 3).

FIGURA 3- COMPARAÇÃO ENTRE A RIQUEZA MÉDIA (PONTO PRETO) E ERRO PADRÃO (BARRAS) DAS ESPÉCIES ENTRE OS MESES E OS PONTOS DE COLETA.

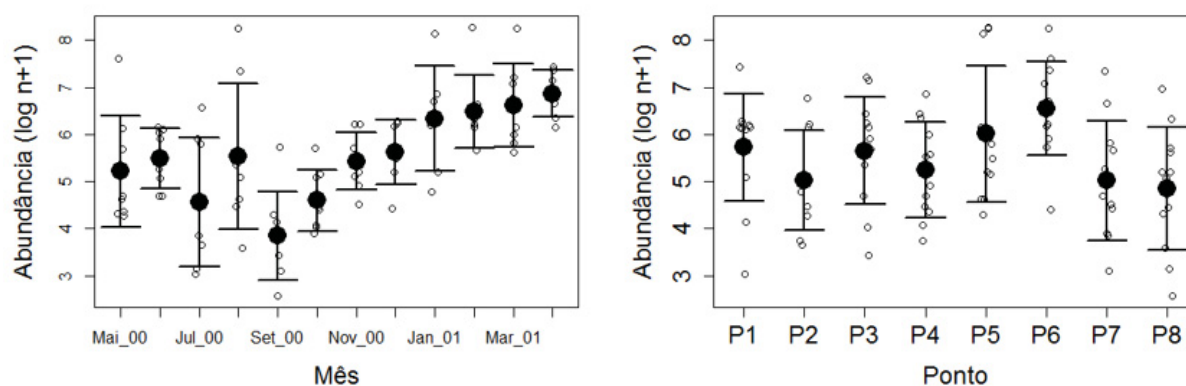


FONTE: O autor (2019).

Na análise da abundância, cujos valores discrepantes não foram considerados, o modelo selecionado ( $\Delta < 3$ ;  $\text{peso} = 1$ ) também elencou, em ordem decrescente de importância, o mês e o ponto, com uma tendência observada de maiores valores nos meses de janeiro a abril de 2001 e nos pontos P5 e P6 (Figura 4).

Riqueza e abundância, nos pontos, apresentaram-se relativamente iguais devido à sobreposição do erro padrão.

FIGURA 4 - COMPARAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA MÉDIA (PONTO PRETO) E ERRO PADRÃO (BARRAS) DAS ESPÉCIES ENTRE OS MESES E OS PONTOS DE COLETA.



FONTE: O autor (2019).

No modelo da riqueza em função das variáveis ambientais, a análise VIF não detectou colinearidade ( $VIF > 5$ ) para nenhuma variável. Foram selecionados cinco modelos ( $\Delta < 3$ ) (Tabela 4), sendo que aquele com o maior peso (0,295) considerou, em ordem decrescente de importância, as variáveis pluviosidade, salinidade, temperatura e transparência da água.

Para abundância, a análise VIF também não detectou colinearidade ( $VIF > 5$ ) para nenhuma variável. Entretanto, foram consideradas apenas as variáveis salinidade (sal), temperatura (temp), oxigênio dissolvido (OD) e transparência (trans), devido à maior robustez obtida, considerando-se os pesos dos modelos. Foram selecionados sete modelos (Tabela 5), dos quais o com maior peso (0,228) considerou apenas a temperatura como variável preditora.

TABELA 4 - SELEÇÃO DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) DA RIQUEZA DOS PEIXES EM FUNÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS.

Modelo de riqueza	df	logLik	AICc	delta	weight
1 $riq \sim pluv + sal + temp + trans$	5	-281,034	572,8	0	0,295
2 $riq \sim pH + pluv + sal + temp + trans$	6	-280,475	573,9	1,17	0,164
3 $riq \sim pluv + pluv\_hist + sal + temp + trans$	6	-280,684	574,3	1,59	0,133
4 $riq \sim OD + pluv + sal + temp + trans$	6	-281,031	575	2,28	0,094
5 $riq \sim pH + pluv + pluv\_hist + sal + temp + trans$	7	-280,154	575,6	2,87	0,070

FONTE: O autor (2019).

LEGENDA:  $riq$ : riqueza; OD: oxigênio dissolvido;  $pluv$ : pluviosidade;  $pluv\ hist.$ : pluviosidade média histórica;  $sal$ : salinidade;  $temp$ : temperatura;  $trans$ : transparência.

TABELA 5 - SELEÇÃO DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) DA ABUNDÂNCIA DOS PEIXES EM FUNÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS.

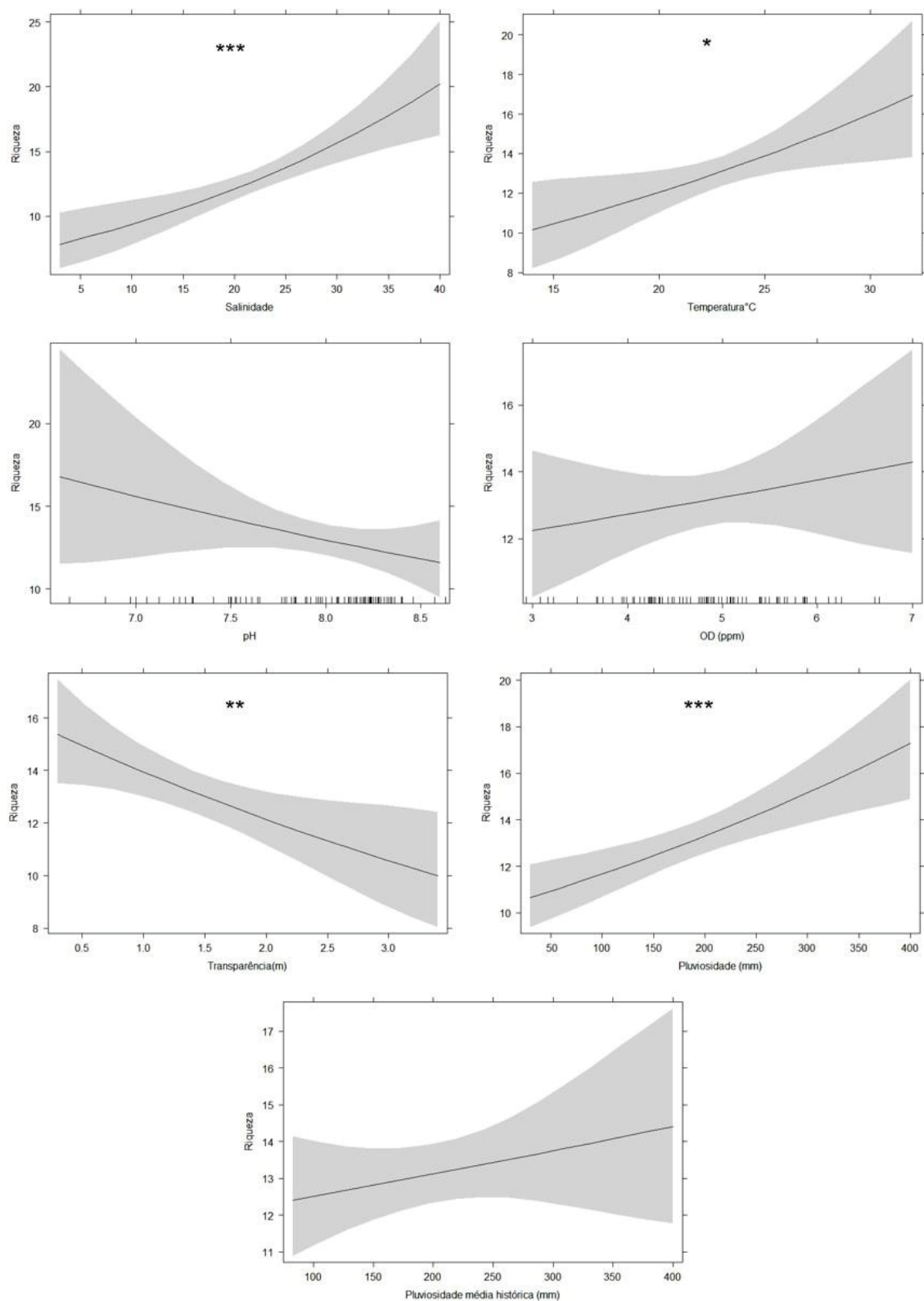
<b>Modelo de abundância</b>	<b>df</b>	<b>logLik</b>	<b>AICc</b>	<b>delta</b>	<b>weight</b>
1 abund ~ temp	3	-666,116	1338,5	0	0,228
2 abund ~ temp+trans	4	-665,182	1338,8	0,32	0,195
3 abund ~ OD+temp	4	-665,230	1338,9	0,41	0,186
4 abund ~ sal+temp	4	-665,465	1339,4	0,88	0,147
5 abund ~ OD+temp+trans	5	-664,999	1340,7	2,19	0,076
6 abund ~ sal+temp+trans	5	-665,040	1340,8	2,27	0,073
7 abund ~ OD+sal+temp+trans	5	-665,103	1340,9	2,39	0,069

FONTE: O autor (2019).

LEGENDA: abund: abundância; OD: oxigênio dissolvido; pluv: pluviosidade; pluv\_hist: pluviosidade média histórica; sal: salinidade; temp: temperatura; trans: transparência.

No modelo da riqueza de espécies em função das variáveis ambientais selecionadas (Figura 5) destacam-se a correlação positiva significativa da salinidade, temperatura e pluviosidade e correlação negativa significativa com a transparência.

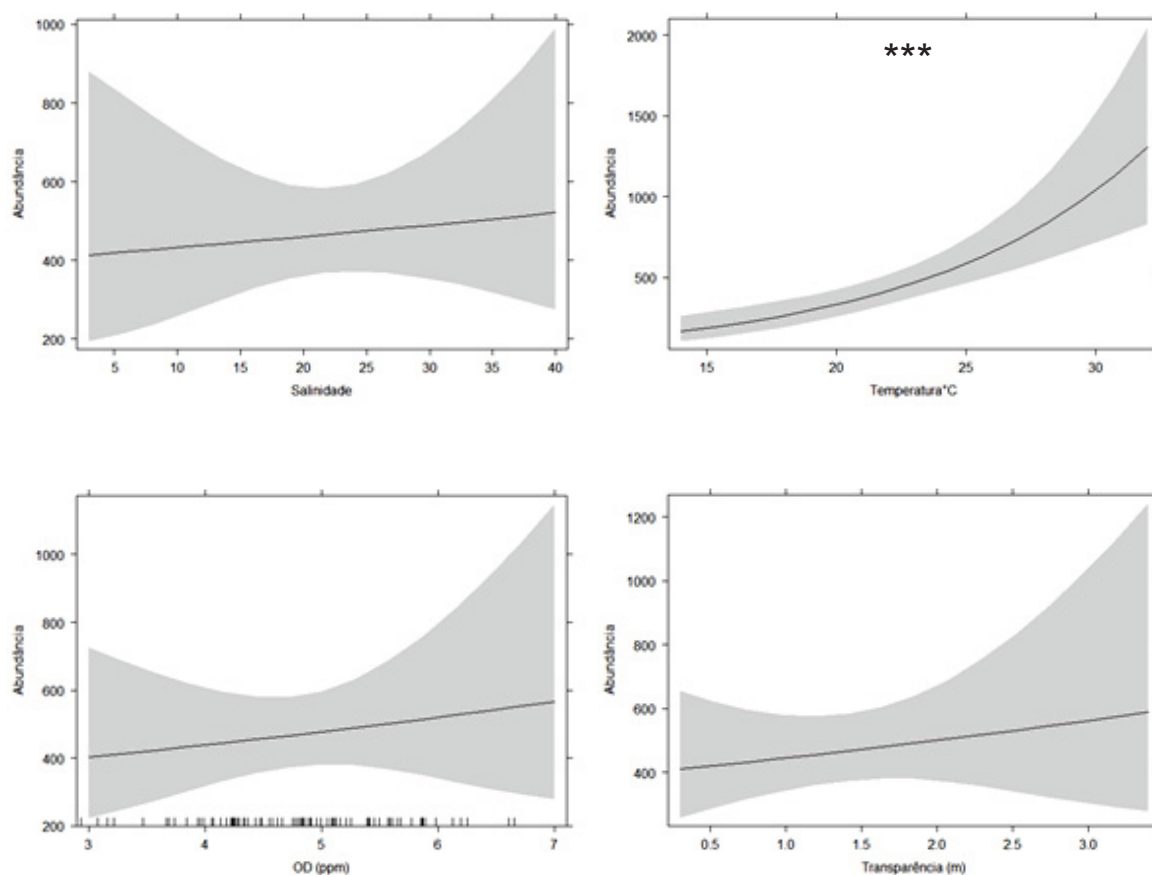
FIGURA 5 - RELAÇÃO DA RIQUEZA COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SELECIONADAS NOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS. A LINHA REPRESENTA OS VALORES MODELADOS E A ÁREA CINZA CORRESPONDE AO DESVIO PADRÃO. OS ASTERISCOS (\*) CORRESPONDEM À SIGNIFICÂNCIA NA CORRELAÇÃO (\*\*P-VALOR<0,001; \*\*P-VALOR<0,01; \*P-VALOR<0,05).



FONTE: O autor (2019).

No modelo da abundância das espécies com as variáveis ambientais selecionadas (Figura 6) apenas observou-se correlação positiva significativa com a temperatura.

FIGURA 6 - RELAÇÃO DA ABUNDÂNCIA COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SELECIONADAS NOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS. A LINHA REPRESENTA OS VALORES MODELADOS E A ÁREA CINZA CORRESPONDE AO DESVIO PADRÃO. OS ASTERISCOS (\*) CORRESPONDEM À SIGNIFICÂNCIA NA CORRELAÇÃO (\*\*P-VALOR<0,001; \*\*P-VALOR<0,01; \*P-VALOR<0,05).

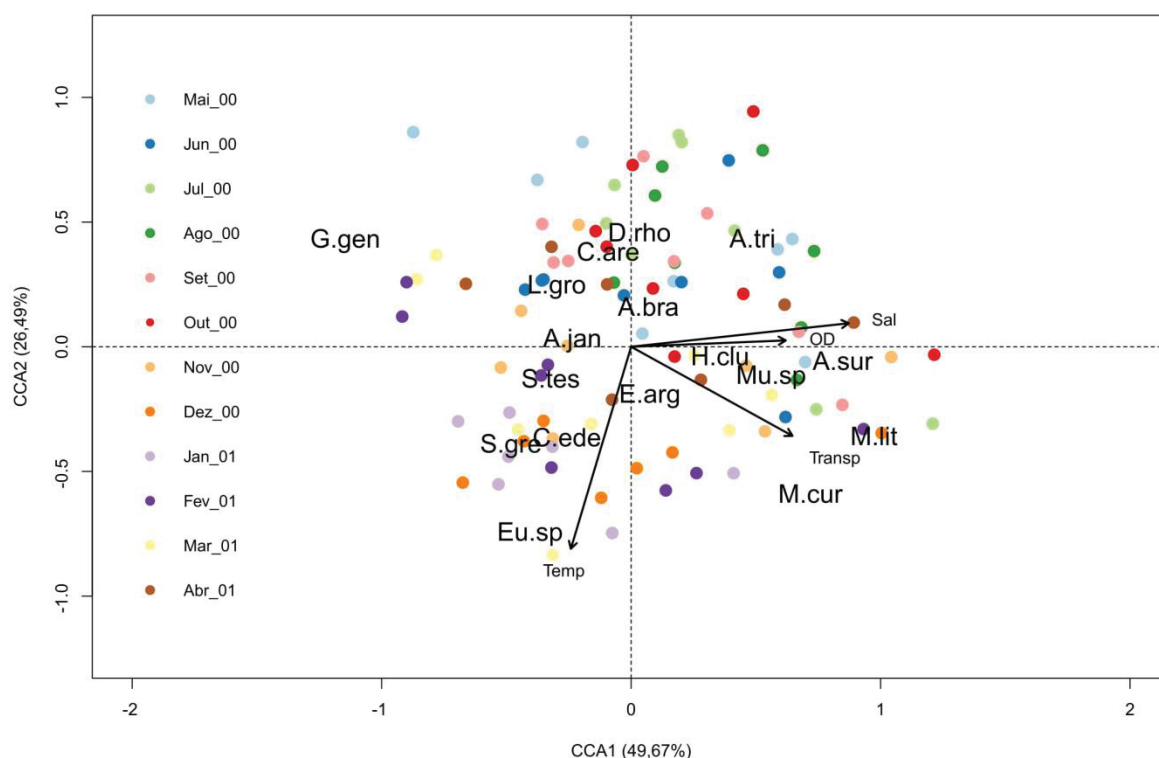


FONTE: O autor (2019).

Na Análise de Correspondência Canônica (CCA) com as espécies mais abundantes ( $n > 0,5\%$ ), considerando-se os meses (Figura 7), observou-se um gradiente temporal associado com o eixo 2, com as amostras do período mais frio (Mai\_00 a Ago\_00) predominando na parte superior ao gráfico, correlacionadas com as espécies *Genidens genidens* (G.gen), *Lycengraulis grossidens* (L.gro), *Citharichthys arenaceus* (C.are), *Diapterus rhombeus* (D.rho), *Atherinella brasiliensis* (A.bra) e *Anchoa tricolor* (A.tri). As amostras da parte inferior do gráfico estiveram mais correlacionadas com o período mais quente (Nov\_00 a Mar\_01), e

principalmente com os taxa *Eucinostomus* spp. (Eu.sp), *Sphoeroides testudineus* (S.tes), *Sphoeroides greeleyi* (S.gre), *Cetengraulis edentulus* (C.ede), *Eucinostomus argenteus* (E.arg). Os taxa *Anchoa januaria* (A.jan), *Harengula clupei* (H.clu) e *Mugil* spp. (Mu.sp) também estão correlacionados com as amostras do período mais quente, apesar de estarem representados no centro do gráfico. Ressalta-se que os dois últimos taxa também estão correlacionadas positivamente com oxigênio dissolvido (OD) e salinidade (Sal), da mesma forma que a espécie *Anisotremus surinamensis* (A.sur). As espécies *Menticirrhus littoralis* (M.lit) e *Mugil curema* (M.cur) estiveram positivamente correlacionadas com a transparência (Trans).

FIGURA 7- ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA (CCA) COM AS ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES (N>0,5%) ENTRE OS MESES DE COLETA.

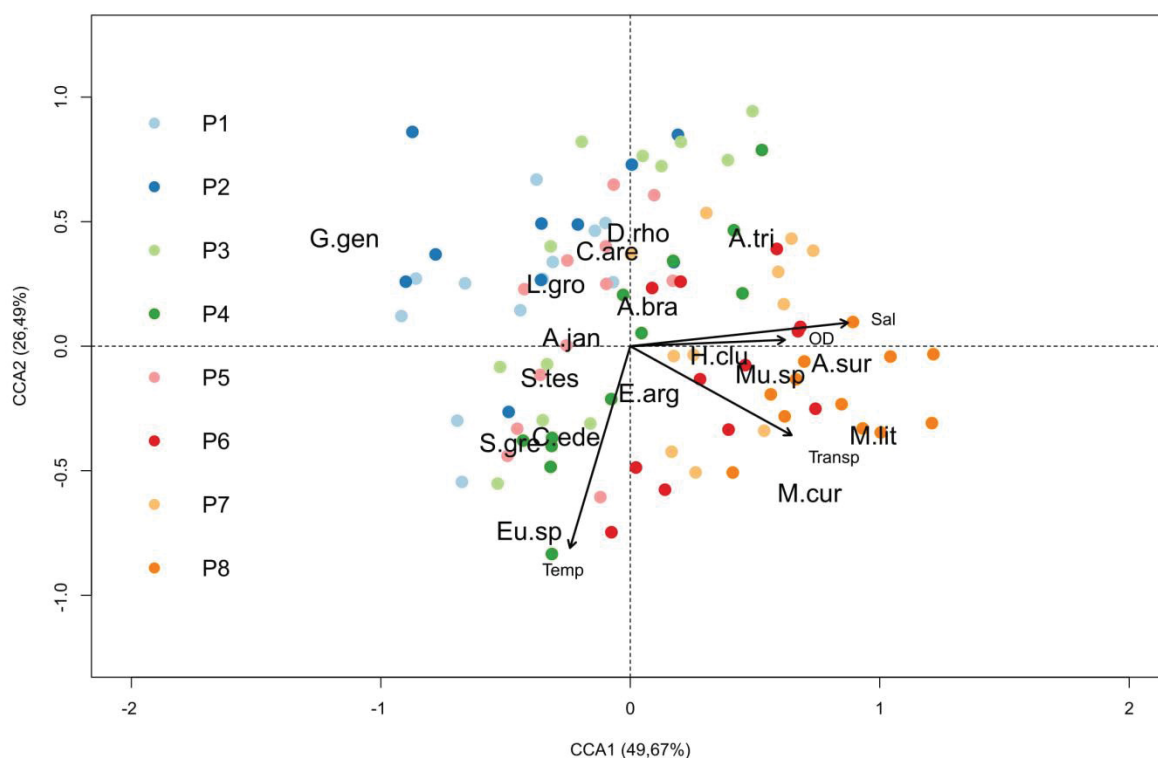


FONTE: O autor (2019).

Na CCA considerando-se os pontos de coleta (Figura 8), observou-se um gradiente espacial mais associado ao eixo 2, com as amostras dos pontos 1 e 2 alocadas principalmente na parte superior e as amostras dos pontos 6, 7 e 8 representadas principalmente na parte inferior do gráfico. As amostras dos outros pontos estiveram alocadas na porção intermediária, ocorrendo tanto na parte superior quanto na parte inferior do gráfico. Quanto aos taxa, foi

observado uma evidente correlação positiva de *G. genidens* (G.gen) com as amostras dos pontos 1 e 2, de *Eucinostomus* spp. (Eu.sp) com os pontos 4, 5 e 6 e com a temperatura (Temp) e de *M. curema* (M.cur) e *M. littoralis* (M.lit) principalmente com os pontos 7 e 8 e com a transparência (Trans). Os taxa *Mugil* spp. (Mu.sp), *H. clupeola* (H.clu) e *A. surinamensis* (A.sur) também estiveram positivamente correlacionadas com as amostras dos pontos 7 e 8 e com a salinidade (Sal), transparência (Transp) e oxigênio dissolvido (OD). As espécies *E. argenteus* (E.arg), *C. edentulus* (C.ede), *S. greeleyi* (S.gre) e *S. testudineus* (S.tes) estão positivamente correlacionadas principalmente com as amostras dos pontos 3, 4 e 5. As espécies *A. januaria* (A.jan), *L. grossidens* (L.gro), *C. arenaceus* (C.are), *D. rhombeus* (D.rho) e *A. januaria* (A.jan) estiveram positivamente correlacionadas com as amostras dos pontos internos e intermediários (P1 a P5).

FIGURA 8- ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA (CCA) COM AS ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES (N>0,5%) ENTRE OS PONTOS DE COLETA.



FONTE: O autor (2019).

## Discussão

Atualmente, a utilização de modelos em estudos para se predizer a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas tem se mostrado como uma ferramenta extremamente



eficiente (FRANÇA & CABRAL, 2015). É de consenso em diversos estudos que não existe uma técnica geral única, ou melhor de modelagem que deve sempre ser empregada (AERTSEN et al., 2010). No entanto, em estudos que envolvem ecossistemas costeiros e marinhos, e no que diz respeito especificamente à modelagem da riqueza e abundância de peixes, os Modelos Lineares Generalizados (GLM) e os Modelos Aditivos Generalizados (GAM) têm sido os mais utilizados. No presente estudo, foram aplicados os Modelos Lineares Generalizados (GLM) com o intuito de prever as relações entre a riqueza e a abundância de peixes, amostrados no interior do CEP, com variáveis ambientais ao longo de um gradiente ambiental que sofre flutuações em escalas espaço-temporal.

Os resultados da modelagem permitiram identificar um claro gradiente temporal que regula a riqueza e abundância de peixes no interior do CEP. Maiores valores médios, tanto para abundância, quanto para riqueza, foram identificados nos meses de janeiro a abril. Isto possivelmente ocorre devido ao maior fluxo de água doce proveniente da drenagem continental durante essa época do ano, a qual está inserida no período de chuvas, que ocorre de novembro a abril, contribuindo com cerca de 170% da média anual de *input* de água doce para a região (LANA et al., 2001). Tais fatos contribuem com o aporte de nutrientes e matéria orgânica para o sistema estuarino, influenciando a produtividade primária e consequentemente os demais níveis tróficos através da disponibilidade de alimento. Somado à isto, a maior disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica na água reduz a transparência da água, permitindo desta maneira, maior proteção dos juvenis contra predadores e aumentando suas chances de recrutamento uma vez que nas épocas mais quentes do ano os peixes se aproveitam destas condições favoráveis para se reproduzir. Os taxa que se correlacionaram com esta época do ano, de acordo com os resultados da CCA foram *Eucinostomus* spp. (Eu.sp), *Sphoeroides testudineus* (S.tes), *Sphoeroides greeleyi* (S.gre), *Cetengraulis edentulus* (C.ede) e *Eucinostomus argenteus* (E.arg), também atribuídos aos pontos mais intermediários (P3, P4 e P5) e correlacionando-se positivamente com a temperatura. Isto pode ser atribuído ao fato de que estas espécies comumente são caracterizadas pela presença de indivíduos juvenis no CEP, o que corrobora a hipótese de que nestas épocas do ano estes indivíduos mais jovens se favorecem destas condições ambientais para seu desenvolvimento, aumentando suas chances de alcançar o estágio adulto.

Apesar de menos significativo, segundo os resultados do modelo, existe ainda um gradiente espacial responsável pela estruturação das comunidades de peixes no interior do CEP. Os pontos localizados na porção central da área amostrada (P5 e P6) foram os que apresentaram os maiores valores médios tanto para a riqueza quanto para a abundância, possivelmente

influenciados por um gradiente de salinidade que está relacionado a um gradiente de energia. Obtidos no setor polihalino conforme definido por Lana et al. (2001), estes resultados concordam com outros estudos que indicam que estas regiões centrais do gradiente de energia geralmente são caracterizadas por apresentarem elevados valores de riqueza e abundância se comparadas aos setores mais internos e externos (NETO et al., 2018), devido à influência de menores distúrbios (CLARK, 1997). Desta maneira, são regiões menos estressantes para a manutenção fisiológica das espécies que utilizam estas áreas, suportando assim a sobrevivência de um maior número de espécies e também o desenvolvimento destas populações. A salinidade é reconhecidamente um importante estruturador das comunidades de peixes em estuários (MARSHALL & ELLIOTT, 1998; AKIN et al., 2005; BARLETTA et al., 2005; SOSA-LOPEZ et al., 2007), definindo desta maneira áreas preferenciais de ocorrência de determinadas espécies ao longo deste ecossistema.

Os taxa *Menticirrhus littoralis* (M.lit), *Mugil curema* (M.cur), *Mugil* spp. (Mu.sp), *Anisotremus surinamensis* (A.sur) e *Harengula clupei* (H.clu) relacionaram-se com os pontos mais externos (P6, P7 e P8) e positivamente com a salinidade, transparência da água e oxigênio dissolvido. Por estarem localizados mais próximos à desembocadura do estuário, sofrem menos influência dos fluxos de água doce provenientes da drenagem continental e mantém seus níveis de salinidade mais elevados, além de reduzidas taxas de aporte de matéria orgânica e nutrientes. Este fato contribui para uma maior transparência da água e maiores níveis de oxigênio dissolvido, uma vez que a produtividade biológica nestes pontos será menor se comparada aos pontos mais internos, conforme as estimativas dos valores de clorofila-a para a região (KNOPPERS et al., 1987).

Além disso, a CCA permite relacionar a ocorrência das espécies *Lycengraulis grossidens* (L.gro), *Citharichthys arenaceus* (C.aren), *Diapterus rhombeus* (D.rho) e *Anchoa tricolor* (A.tri) ao longo de todos os pontos (com exceção do mais extremo deles (P8)) e também com os meses mais frios, de maio a outubro. Isto pode ser atribuído ao fato de que estas espécies não apresentaram relação com a salinidade e, consequentemente, com o regime de chuvas da região, estando adaptadas para ocupar praticamente todas as regiões amostradas.

Vale destacar ainda que a espécie *Genidens genidens* (G.gen) posicionou-se isoladamente no plot gerado pela CCA, estando intimamente relacionada com os pontos mais internos (P1 e P2) e também com o período de fevereiro a abril. Esta é uma espécie de bagre que tem preferência por ambientes lamosos com predominância de sedimentos finos, águas rasas e geralmente na desembocadura de rios (FIGUEIREDO & MENEZES, 1978), sendo

regiões com baixa salinidade. Isto pode justificar sua ocorrência quase que exclusiva nos pontos mais internos, P1 e P2.

Os resultados possibilitaram a identificação de uma maior relevância de variáveis que operam de maneira mais significativa em escala temporal sobre a riqueza e a abundância da ictiofauna do que as variáveis que operam de maneira mais significativa em escala espacial. Além da temperatura e da salinidade, a pluviosidade e a transparência foram importantes variáveis preditoras que se relacionaram com estes gradientes de acordo com os resultados dos GLM. O fator “mês” em ordem de importância relativa superior ao fator “ponto” justifica através da aplicação dos modelos a maior relevância do gradiente temporal sobre o gradiente espacial.

A relação entre os gradientes espacial e temporal e a influência das variáveis físico-químicas da água, como temperatura, salinidade e transparência da água, são amplamente reconhecidos na literatura como os principais estruturadores das comunidades de peixes (BEYST et al., 2001; SILVA et al., 2004; VASCONCELLOS et al., 2010), o que pode ser aplicado aos sistemas estuarinos diante de sua elevada variabilidade destas variáveis ao longo do espaço e do tempo. Estas colocações concordam com os resultados do presente estudo, o qual, através da aplicação de modelagens estatísticas, identificou tais parâmetros e também a pluviosidade (intimamente relacionada à salinidade) como as principais variáveis preditoras para as variações na riqueza e abundância da ictiofauna em escala espaço-temporal.

## Referências

- ABLE, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 5-17.
- AERTSEN, W., KINT, V., VAN ORSHOVEN, J., MUYS, B., 2010. Comparison and ranking of different modelling techniques for prediction of site index in Mediterranean mountain forests. *Ecol. Model.* 221, 1119-1130.
- AGUIRRE-LEÓN, A., PÉREZ-PONCE, H.E., DÍAZ-RUIZ, S., 2014. Environmental heterogeneity and its relationship with diversity and abundance of the fish community in a coastal system of Gulf of Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 62, 145–163.
- AKIN, S., BUHAN, E., WINEMILLER, K.O., YILMAZ, H., 2005. Fish assemblage structure of Koycegiz lagoon-estuary, Turkey: spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 671-684.

- BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U., HUBOLD, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.
- BARTON, K. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>, 2018.
- BEYST, B., HOSTENS, K., MEES, J., 2001. Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation. *J. Sea Res.* 46 (3), 281-294.
- BLABER, S.J.M., BREWER, D.T., SALINI, J.P., 1995. Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40, 177–193.
- BORJA, Á., DAUER, D.M., ELLIOTT, M., SIMENSTAD, C.A., 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries Coasts* 33, 1249-1260.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG, A.P., DAILY, G.C., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D.S., NAEEM, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- CHOWDHURY, M.S.N., HOSSAIN, M.S., CHOWDHURY, S.R., DAS, N.G., 2009. Fisheries species composition and water quality of the Naaf river estuary. *Bangladesh Journal of Marine Sciences and Fisheries* 1 (1), 1–20.
- COLEMAN, B. D; MARES, M. A.; WILLIS, M. R.; HSIEH, Y., 1982. Randomness, area and species richness. *Ecology* 63, p. 1121–1133.
- COSTA, M., VASCONCELOS, R., COSTA, J., CABRAL, H., 2007. River flow influence on the fish community of the Tagus estuary (Portugal). *Hydrobiologia* 587, 113-123.
- COSTANZA, R., DARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- DÍAZ, S., FARGIONE, J., CHAPIN III, F.S., TILMAN, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol.* 4, 1300-1305.
- ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., DUDÍK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., HIJMANS, R.J., HUETTMANN, F., LEATHWICK, J.R., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M.,

- NAKAZAWA, Y., OVERTON, J. MCC., PETERSON, A.T., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K.S., SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERÓN, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S., ZIMMERMANN, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- ELLIOT, M. & HEMINGWAY, K. L., 2002. *Fishes in estuaries*. USA: Blackwell Science, p. 636.
- FARACO, L. F. D., ANDRIGUETTO-FILHO, J. M., LANA, P. C., 2010. A methodology for assessing the vulnerability of mangroves and fisherfolk to climate change. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5(2): 205-223.
- FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. (1978). *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II- Teleostei (1)*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110.
- FLORES-VERDUGO, F., GONZÁLEZ-FARÍAS, F., RAMÍREZ-FLORES, O., AMEZCUA-LINARES, F., YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., ALVAREZ-RUBIO, M., DAY, J.W., GONZALEZ-FARIAS, F., RAMIREZ- FLORES, O., YANEZ-ARANCIBIA, A. 1990. Mangrove Ecology, Aquatic Primary Productivity, and Fish Community Dynamics in the Teacapan-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries* 13, 219.
- FOX, J AND WEISBERG, S., 2011. *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.
- FOX, J., 2003. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. *Journal of Statistical Software*, 8(15), 1-27. URL <http://www.jstatsoft.org/v08/i15/>.
- FRANÇA, S., COSTA, M.J., CABRAL, H.N., 2011. Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 91, 262-271.
- FRANÇA, S., CABRAL, H. N., 2015. Predicting fish species richness in estuaries: Which modelling technique to use? *Environmental Modelling & Software* 66, 17-26.
- GARCIA, A.M., VIEIRA, J.P., WINEMILLER, K.O., 2003. Effects of 1997 e 1998 el nino on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the patos lagoon estuary (Brazil). *Estuaries* 57, 489-500.
- GRASSOFF, K., EHRHARDT, M. & KREMLING, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*. 2nd edition. Verlan Chemie, Weinhein. 419p.
- HALPERN, B.S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K.A., KAPPEL, C.V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J.F., CASEY, K.S., EBERT, C., FOX, H.E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H.S., MADIN, E.M., PERRY, M.T., SELIG, E.R.,

- SPALDING, M., STENECK, R.W.R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-952.
- HARLEY, C.D.G., HUGHES, A.R., HULTGREN, K.M., MINER, B.G., SORTE, C.J.B., THORNBUR, C.S., RODRIGUEZ, L.F., TOMANEK, L., WILLIAMS, S.L., 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett.* 9, 228-241.
- HENDERSON, P.A., SEABY, R.M., 2005. The role of climate in determining the temporal variation in abundance, recruitment and growth of sole *Solea solea* in the Bristol Channel. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 85, 197-204.
- IAPAR - Instituto Agrônomo do Paraná. Disponível em ([http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias\\_Historicas/Guaraquecaba.htm](http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Guaraquecaba.htm)) Acesso em 19 de julho de 2019.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em (<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>). Acesso em 19 de julho de 2019.
- JAMES, N.C., COWLEY, P.D., WHITFIELD, A.K., LAMBERTH, S.J., 2007. Fish communities in temporarily open/closed estuaries from the warm- and cool-temperate regions of South Africa: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17, 565–580.
- KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A., 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica*, v. 2, n. 1, p. 1-36.
- LANA, P. C., MARONE, E, LOPES, R. M., MACHADO, E.C., 2001. Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Berlin: Springer-Verlag. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil; p. 131–145.
- LAYMAN, C. A., 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf zone on the eastern shore of Virginia barrier islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 51, p. 201-213.
- LI, X., DE JONGE, V.N., 2015. Estuaries and coastal areas in times of intense change. *Ocean Coast. Manag.* 108, 1-2.
- MAES, J., VAN DAMME, S., MEIRE, P., OLLEVIER, F., 2004. Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology* 145, 1033–1042.
- MANTOVANELLI, A., 1999. Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá em sua bacia de drenagem. Dissertação, Universidade Federal do Paraná.



- MANTOVANELLI, A., MARONE, E., SILVA, E.T., LAUTERT, L. F., KLINGENFUSS, M. S., PRATA, V. P., NOERNBERG, M. A., KNOPPERS, B. A., ANGULO, R. J., 2004. Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 59(4):523–537.
- MARONE, E.; MACHADO, E. C.; LOPES, R. M.; SILVA, E. T. 2005. Land–ocean fluxes in the Parana Bay estuarine system, Southern Brazil. *Braz. J. Oceanogr.*, v. 53, n. 3/4, p. 169–181.
- MARSHALL, S. & ELLIOTT, M., 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 46, 175–184.
- MARTINHO, F., DOLBETH, M., VIEGAS, I., TEIXEIRA, C.M., CABRAL, H.N., PARDAL, M.A., 2009. Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83, 460–468.
- MARTINHO, F., VIEGAS, I., DOLBETH, M., LEITÃO, R., CABRAL, H.N., PARDAL, M.A., 2008. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: performance evaluation under climatic instability. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1834–1843.
- MARTINO, E.J., ABLE, K.W., 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 969–987.
- McDOWALL, R. M., 1976. The role of estuaries in the life cycles of fishes in New Zealand. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society*, vol. 23.
- McLUSKY, D.S., ELLIOTT, M., 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*. Oxford University Press, Oxford, p. 214.
- McLUSKY, D.S., ELLIOTT, M., 2007. Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 359–363.
- MEYNARD, C.N., KAPLAN, D.M., 2012. The effect of a gradual response to the environment on species distribution modeling performance. *Ecography* 35, 499–509.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B., 2002. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. Edusp, São Paulo. 424p
- MONTOYA, J.M., RAFFAELLI, D., 2010. Climate change, biotic interactions and ecosystem services. *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* 365, 2013–2018.
- MORRISON, M.A., FRANCIS, M.P., HARTILL, B.W., PARKINSON, D.M., 2002. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mud flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 793–807.



- MOUILLOT, D., DUMAY, O., TOMASINI, J.A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 443–456.
- NETO, R. L. B., dos PASSOS, A. C., SCHWARZ JR. R., SPACH, H. L. 2018. Use of shallow areas by ichthyofauna (Teleostei) on the north-south axis of the Paranaguá Estuarine Complex, State of Paraná, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 13, 64-78.
- NICOLAS, D., LOBRY, J.L., LEPAGE, M., SAUTOUR, B., LEPAPE, O., CABRAL, H., URIARTE, A., BOET, P., 2010. Fish under influence: a macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine. Coastal and Shelf Science* 86, 137-147.
- OKSANEN, J., 2019. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. R package version 2.53.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JR. R., 2004. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biol. Leopold.* 26 (1), 125–138.
- R CORE TEAM, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- SEGURADO, P., ARAUJO, M.B., 2004. An evaluation of methods for modelling species distribution. *J. Biogeogr.* 31, 1555-1568.
- SILVA, M.A., ARAÚJO, F.G., DE AZEVEDO, M.C.C., DE SOUSA SANTOS, J.N., 2004. The nursery function of sandy beaches in a Brazilian tropical bay for 0-group anchovies (Teleostei: Engraulidae): diel, seasonal and spatial patterns. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 84 (06), 1229-1232.
- SOSA-LOPEZ, A., MOUILLOT, D., RAMOS-MIRANDA, J., FLORES-HERNANDEZ, D., DO CHI, T., 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *Journal of Biogeography* 34, 52-61.
- SPACH, H.L., GODEFROID R.S., SANTOS C., SCHWARZ JR. R., QUEIROZ G.M.L.N., 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Brazilian Journal of Oceanography* 52(1), 47 – 58.
- TEICHERT, N., PASQUAUD, S., BORJA, A., CHUST, G., URIARTE, A., LEPAGE, M., 2017. Living under stressful conditions: fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188, 18–26.
- TER BRAAK, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, v. 67, p. 1167-1179.

- THIEL, R., SEPULVEDA, A., KAFEMANN, R., NELLEN, W., 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *Journal of Fish Biology* 46, 47-69.
- VASCONCELLOS, R.M., ARAÚJO, F.G., SANTOS, J.N.S., SILVA, M.A., 2010. Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, southeastern Brazil. *Mar. Ecol.* 31, 506-519.
- VENABLES, W. N. AND RIPLEY, B. D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.

## CAPÍTULO 2

**Estimando a  $\beta$ -diversidade total e suas componentes *turnover* e *nestedness* para se identificar diferenças espaciais na composição da ictiofauna em um estuário subtropical**

**Estimating overall  $\beta$ -diversity and its turnover and nestedness components to identify spatial differences in ichthyofauna composition in a subtropical estuary**

**Revista pretendida:** Marine Biodiversity, ISSN (1867-1616). Fator de impacto: 1,743.  
Qualis CAPES B1

Luís Henrique Martins Capp Vergès<sup>1</sup>, Luís Fernando Fávaro<sup>2</sup>, Henry Louis Spach<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos (PGSISCO), Universidade Federal do Paraná, 83255-976, Pontal do Paraná, PR, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Reprodução e Comunidade de Peixes, Setor de Ciências Biológicas, Centro Politécnico, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Brasil.

### Resumo

A diversidade-beta é utilizada para identificar mudanças na composição de espécies entre locais dentro de uma mesma região e tem se tornado uma eficiente ferramenta na explicação de padrões ecológicos. Um total de oito pontos foram subdivididos em três setores (interno, intermediário e externo) ao longo do eixo norte-sul do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), amostrados mensalmente durante o período de maio de 2000 a abril de 2001. Estimativas de dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) e suas componentes *turnover* ( $\beta$ SIM) e *nestedness* resultante ( $\beta$ SNE) entre múltiplas amostragens foram obtidas. A razão entre  $\beta$ SNE e  $\beta$ SOR foram estimadas através da  $\beta$ ratio a fim de se identificar qual das componentes tiveram maior contribuição para a diversidade-beta total. Estimativas de *nestedness* foram obtidas através da métrica NODF (Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Filling), as quais mostraram que nenhum dos setores apresenta mais padrão *nestedness* do que o esperado através das estimativas do modelo nulo. A Análise de variância ANOVA bem como o PostHoc Test, através do método de Fisher'LSD, identificaram que houveram diferenças significativas ( $p$  - valor  $< 0,001$ ) na  $\beta$ SOR,  $\beta$ SIM e  $\beta$ SNE entre os setores interno, intermediário e externo. Para todos os setores os valores de  $\beta$ ratio foram inferiores a 0,5, indicando que o padrão *turnover* foi predominante nas variações na diversidade-beta total, sendo mais acentuado no setor

intermediário em comparação aos setores interno e externo. Tais resultados indicam o potencial de todas estas regiões em serem englobadas em estratégias de conservação.

**Palavras-chave:** peixes; estuário; diversidade-beta; *turnover* espacial; gradientes ambientais.

### Abstract

Beta-diversity is used to identify changes in species composition between locations within the same region and has become an efficient tool in explaining ecological patterns. A total of eight points were subdivided into three sectors (internal, intermediate and external) along the north-south axis of the Paranaguá Estuarino Complex (CEP), sampled monthly from May 2000 to April 2001. Estimates of overall dissimilarity ( $\beta$ SOR) and its turnover components ( $\beta$ SIM) and resulting nestedness ( $\beta$ SNE) between multiple samples were obtained. The ratio between  $\beta$ SNE and  $\beta$ SOR were estimated using  $\beta$ ratio in order to identify which of the components had the greatest contribution to overall beta diversity. Nestedness estimates were obtained using the NODF metric (Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Filling), which showed that none of the sectors has a more nestedness pattern than expected through the null model estimates. The ANOVA analysis of variance as well as the PostHoc Test, using the Fisher'LSD method, identified that there were significant differences ( $p$ -value  $<0.001$ ) in  $\beta$ SOR,  $\beta$ SIM and  $\beta$ SNE between the internal, intermediate and external sectors. For all sectors,  $\beta$ ratio values were less than 0.5, indicating that the turnover pattern was predominant in variations in overall beta diversity, being more pronounced in the intermediate sector compared to the internal and external sectors. Such results indicate the potential of all these regions to be included in conservation strategies.

**Keywords:** fish; estuary; beta-diversity; spatial turnover; environmental gradients.

### Introdução

A estrutura e o funcionamento dos ecossistemas costeiros vêm sendo amplamente modificados nas últimas décadas (LOTZE et al., 2006), e como consequência das atividades humanas globais, tem sido reportado um rápido declínio da biodiversidade (CARDINALE et al., 2012). Os estuários, por estarem localizados nestas áreas, estão sujeitos à grande pressão antrópica, sendo impactados por conta da poluição industrial e doméstica, exploração de recursos e também pelas mudanças climáticas (SCHEREN et al., 2002; MUMBY et al., 2004;

LOTZE et al., 2006), o que acaba por intensificar este cenário. Diante deste contexto, surge um interesse maior em se medir a diversidade de organismos nas comunidades ecológicas (LOREAU, 2010).

Diversas são as maneiras de se estimar a diversidade dos ecossistemas. Entre as mais comuns está a aplicação dos conceitos de diversidade taxonômica, diversidade filogenética ou diversidade funcional. Aqui, a diversidade taxonômica foi utilizada como ferramenta mensurativa, mais especificamente através da terminologia “diversidade-beta”. Este termo foi primeiramente introduzido nos estudos em ecologia por Whittaker (1960), o qual definiu a diversidade-beta como a variação na composição e abundância de espécies entre unidades amostrais. Anderson et al. (2011) ampliou este conceito e definiu diversidade-beta como qualquer variação nas medidas de composição de espécies. Tal variação fornece importantes links entre a diversidade em diferentes escalas espaciais, uma vez que a diversidade-beta conceitualmente consiste na relação entre a diversidade-alfa (escala local) e a diversidade-gama (escala regional) (WHITTAKER 1960, 1972).

Esta relação pode ocorrer como uma métrica multiplicativa ( $\text{beta} = \text{gama} / \text{alfa}$ ) ou aditiva ( $\text{beta} = \text{gama} - \text{alfa}$ ). No entanto, a métrica que deve ser empregada nos estudos em comunidades ecológicas permanece sem um consenso entre os ecologistas (CRIST & VEECH 2006; JOST 2007), mostrando-se dependente do enfoque de cada pesquisa. Somado a esta problemática, está a utilização de abordagens em que a mensuração da diversidade-beta incorpora informações sobre a abundância relativa de espécies (LEGENDRE et al. 2005). A utilização de diferentes métricas de diversidade-beta e também de diferentes abordagens analíticas nos traz resultados e interpretações distintas (e.g. SMITH & LUNDHOLM 2010), o que muitas vezes não permite a comparação direta dos resultados de diferentes estudos. Diante deste contexto, Anderson et al. (2011) desenvolveram um guia prático para os ecologistas, com o objetivo principal de simplificar e nortear os estudos envolvendo esta temática, e enfatizam a necessidade da utilização do chamado modelo nulo bem como de diferentes métricas para se estimar a diversidade-beta em um mesmo estudo.

A diversidade-beta pode, ainda, ser particionada em dois tipos essenciais: *turnover* e *nestedness* (variation). *Turnover* refere-se a mudanças na estrutura de uma dada comunidade entre suas unidades amostrais ao longo de um gradiente, seja ele temporal, espacial ou ambiental (ANDERSON et al., 2011). Em outras palavras, *turnover* relaciona-se com a substituição de algumas espécies por outras como consequência de um gradiente ambiental, restrições espaciais ou históricas ou também por interações interespecíficas (BASELGA, 2010). Já *nestedness* envolve mudanças na estrutura da comunidade dentro de um conjunto de

unidades amostrais dada uma extensão espacial ou temporal ou dada uma categoria, como um tipo de hábitat (ANDERSON et al., 2011), sem a influência de um gradiente. Ou ainda, *nestedness* pode ser entendida como quando as espécies de uma unidade amostral são um subconjunto de uma unidade amostral com maior riqueza de espécies (ULRICH & GOTELLI, 2007). Somente estes dois padrões (*turnover* e *nestedness*) podem ser utilizados para explicar distinções entre comunidades, uma vez que os processos responsáveis por tais diferenças são unicamente a substituição de espécies e/ou ganho ou perda de espécies (BASELGA, 2010).

A definição de qual será a medida de dissimilaridade a ser empregada para se estimar as diferenças entre comunidades mostra-se como um aspecto central nos estudos envolvendo diversidade-beta (BASELGA & ORME, 2012). Isto se justifica pelo fato de que índices de dissimilaridade diferentes representam as duas partições de diversidade-beta em dois caminhos distintos (BASELGA & ORME, 2012). A exemplo, podemos citar os índices de Jaccard e Sørensen, amplamente utilizados nos estudos de comunidades e que tratam as duas partições (*turnover* e *nestedness*) de beta como equivalentes. Já o índice de dissimilaridade de Simpson considera somente *turnover* (BASELGA & ORME, 2012).

Nos ecossistemas estuarinos, naturalmente encontra-se uma rica biodiversidade, da qual os peixes mostram-se como um dos seus principais componentes, seja em seus estágios larvais, juvenis ou adultos (WHITFIELD, 1994, 1999). Estes organismos desempenham papéis importantes para o funcionamento do ecossistema, como regular a dinâmica das cadeias alimentares (MYERS et al., 2007) ou no balanço de nutrientes (VANNI, 2002). Bem estudados em ecossistemas marinhos e de água doce, os padrões globais de riqueza de espécies das comunidades de peixes nos estuários permanecem pouco compreendidos, apesar dos recentes avanços neste campo (VASCONCELOS et al., 2015). Neste contexto o presente estudo teve por objetivo mensurar a diversidade-beta total em escala espacial, bem como de suas componentes *turnover* e *nestedness* no interior de um estuário com grande importância ecológica, social e econômica, em uma região subtropical do Brasil.

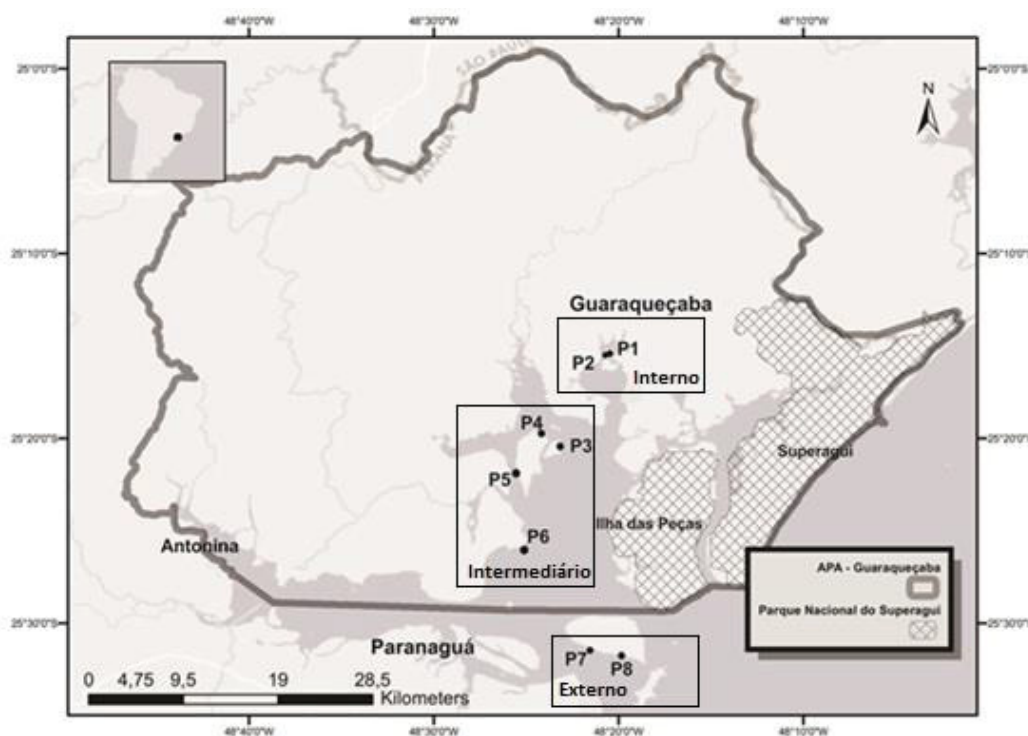
## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

Inserido no sistema estuarino subtropical de Iguapé-Cananéia-Paranaguá, encontra-se o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (25°16'–25°34'S; 48°17'–48°42'W) (Figura 1), região Sul do Brasil e norte do estado do Paraná. É considerado como Patrimônio Natural da Humanidade e Reserva da Biosfera pela Organização das Nações Unidas (LANA et al., 2001), além de estar compreendido pela Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Abriga em seu interior

importantes Unidades de Conservação, como o Parque Estadual da Ilha do Mel, a Estação Ecológica da Ilha do Mel e o Parque Nacional do Superagui, sendo este último considerado como Sítio do Patrimônio Natural (UNESCO, 1999), Reserva da Biosfera (UNESCO, 1991) e Patrimônio Natural e Histórico do Paraná (PARANÁ, 1970).

FIGURA 1 - MAPA DA ÁREA DE ESTUDO, LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS E A SETORIZAÇÃO EMPREGADA.



FONTE: O autor (2020).

O CEP compreende uma área total de 612Km<sup>2</sup> e sua vegetação predominante é de manguezais (FARACO et al., 2010). O período de chuva, que corresponde aos meses de verão intensifica a influência da drenagem continental no sistema estuarino em cerca de cinco vezes se comparada ao período seco, nos meses de inverno (MANTOVANELLI et al. 2004). Sua profundidade média é de 5,4m e o tempo de residência do corpo aquoso é de 3,49 dias (LANA et al., 2001). Um moderado gradiente vertical de salinidade caracteriza o CEP, e o regime de marés é descrito como semidurnas com irregularidades durante o dia (MARONE et al., 2005).

O CEP abriga em seu interior o segundo maior porto graneleiro da América Latina, o Porto de Paranaguá, o qual serve para o intercâmbio comercial e caracteriza a importância econômica da região. Em contraste, estão as comunidades tradicionais que vivem ao entorno



das baías que compreendem o CEP, que utilizam da pesca, essencialmente artesanal, como sua principal fonte de renda (ANDRIGUETTO-FILHO, 1998).

### *Coleta de dados*

Um total de oito pontos amostrais distribuídos em três setores (interno, intermediário e externo) ao longo do eixo norte-sul do CEP compreendem a área amostrada (Figura 1). As coletas foram realizadas entre maio de 2000 e abril de 2001 em todos os setores durante todos os meses, com exceção dos meses de dezembro de 2000 e abril de 2001 no ponto P2 do setor interno. Uma rede do tipo “picaré” com as medidas de 30m de comprimento, 3m de altura, 2m de boca e 0,5cm de malha entrenós adjacentes, foi utilizada para a amostragem dos peixes. Uma distância total de arrasto de 100m foi subdividida em dois arrastos consecutivos de 50m, método aplicado para todos os meses de coleta e em todos os pontos amostrais. A identificação do material biológico ocorreu posteriormente, em laboratório, após estes terem sido acondicionados em sacos plásticos e preservados em gelo.

### *Análise dos dados*

Os dados foram analisados utilizando-se as estimativas de dissimilaridade geral entre múltiplas amostragens, sendo calculada a diversidade-beta total ( $\beta$ SOR), através do índice de Sørensen, e sua partição em duas componentes aditivas: *turnover* ( $\beta$ SIM), através do índice de Simpson, e *nestedness* resultante ( $\beta$ SNE), através da subtração da componente *turnover* da diversidade-beta total ( $\beta$ SNE =  $\beta$ SOR –  $\beta$ SIM) (BASELGA, 2010). Tais estimativas que utilizam índices de comparação entre múltiplas amostragens evitam a perda de informações compartilhadas entre três ou mais amostragens bem como da dependência entre similaridades par-a-par (DISERUD & ØDEGAARD 2007).

Para que a comparação dos valores de dissimilaridade entre setores com números distintos de sites fosse possível (BASELGA, 2010) (interno: 22 sites; intermediário: 48 sites; externo: 24 sites), foi utilizado um procedimento de reamostragem, utilizando-se 999 amostras aleatórias de um total de 21 sites. A obtenção da proporção de contribuição da componente *nestedness* resultante ( $\beta$ ratio) para a dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) foi realizada segundo a metodologia utilizada em (SI et al., 2015), a qual apresenta como resultado a razão:  $\beta$ ratio =  $\beta$ SNE/ $\beta$ SOR. Valores para  $\beta$ ratio < 0,5 indicam que *turnover* é componente dominante para a diversidade beta total, enquanto que valores de  $\beta$ ratio > 0,5 indicam que *nestedness* é a componente dominante (DOBROVOLSKI et al., 2012). Estas análises foram realizadas no



ambiente computacional R (R CORE TEAM, 2019), através da função *beta.multi* e *beta.samp* do pacote *betapart* (BASELGA et al., 2018).

Boxplots para cada setor foram construídos com os 999 valores obtidos aleatoriamente dos três índices de dissimilaridade entre múltiplas amostragens (BSOR,  $\beta$ SIM e  $\beta$ SNE), conforme descrito anteriormente. Uma análise de variância ANOVA foi realizada bem como um PostHoc Test, método de Fisher’LSD com o intuito de se identificar diferenças entre cada uma das medidas de dissimilaridade (BSOR,  $\beta$ SIM e  $\beta$ SNE) dentro de cada um dos setores. Tais análises foram realizadas através da função *boxplot* do pacote *graphics* (R CORE TEAM, 2019), função *aov* do pacote *stats* (R CORE TEAM, 2019) e função *PostHocTest* do pacote *DescTools* (SIGNORELL et al., 2019).

Além disso, os valores de dissimilaridade respondido unicamente pelo padrão *nestedness*, foram estimados através da métrica NODF (Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Filling) (ALMEIDA-NETO et al. 2008). Os resultados de NODF evitam a sobreestimação do padrão *nestedness* (erro tipo I), bem como das contribuições independentes das linhas (NODFr) e das colunas (NODFc) (ALMEIDA-NETO et al. 2008, HU et al., 2011, MATTHEWS et al., 2015). Tais análises foram realizadas pelo programa NODF, versão 2.0, o qual gerou, através da abordagem de modelos nulos (GOTELLI 2000, 2001, ULRICH & GOTELLI 2007a, b), 1000 matrizes simuladas aleatoriamente baseadas nos algoritmos de linha-proporcional e coluna-proporcional (PP).

Para todas estimativas descritas anteriormente foram utilizadas matrizes de presença/ausência de indivíduos.

## Resultados

Os valores observados pelo NODF para o setor interno (Nobs = 43,04) não foram significativamente diferentes dos valores esperados pelo modelo nulo (Nexp = 45,22, Z-valor = -1,22, p = 0,121) (Tabela 1). O mesmo ocorre para os setores intermediário (Nobs = 30,20) e externo (Nobs = 43,55), os quais não diferiram significativamente dos valores esperados pelo modelo nulo (intermediário: Nexp = 30,25, Z-valor = -0,05, p = 0,488; externo: Nexp = 45,15, Z-valor = -0,76, p = 0,220) (Tabela 1). Estes resultados indicam, portanto, que todos os setores não apresentaram significativamente mais *nestedness* do que os padrões aleatórios.

TABELA 1 - SÍNTESE DESCRITIVA DOS RESULTADOS OBTIDOS PELA MÉTRICA NODF PARA OS PONTOS DE COLETA

Setor	Nº de espécies	Nº de pontos (sites)	Nobs	Nexp (SD)	Filling	Z-valor	p
-------	----------------	-------------------------	------	-----------	---------	---------	---

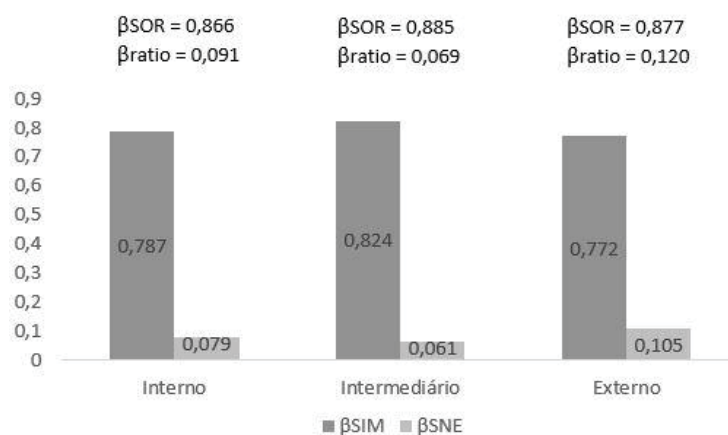
Interno	51	2 (22)	43,04	45,22 (1,95)	24,1%	-1,12	0,121
Intermediário	80	4 (48)	30,20	30,25 (1,13)	17,7%	-0,05	0,488
Externo	65	2 (24)	43,55	45,15 (2,10)	21,7%	-0,76	0,220

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: Nobs: NODF observado para cada setor; Nexp (SD): NODF esperado para cada setor com seu respectivo desvio padrão; Filling: preenchimento da matriz.

A dissimilaridade de Sørensen para múltiplas amostragens ( $\beta$ SOR) apresentou seus maiores valores para os setores intermediário e externo (0,885 vs 0,877 respectivamente), e seu menor valor para o setor interno (0,866) (Figura 2). No entanto, os resultados da componente *turnover* ( $\beta$ SIM) da dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) foram maiores para os setores intermediário e interno (0,824 vs 0,787 respectivamente) e apresentou seu menor valor para o setor externo (0,772) (Figura 2). Já para a componente *nestedness* resultante, seu maior valor foi associado ao setor externo (0,105), seguido do setor interno (0,079) e do setor intermediário (0,061) (Figura 2).

FIGURA 2: DISSIMILARIDADE DE SØRENSEN PARA MÚLTIPLAS AMOSTRAGENS ( $\beta$ SOR) E SUAS COMPONENTES *TURNOVER* ( $\beta$ SIM) E *NESTEDNESS* RESULTANTE ( $\beta$ SNE) PARA OS STORES AMOSTRADOS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP).  $\beta$ RATIO INDICA A RELAÇÃO DE  $\beta$ SNE PARA  $\beta$ SOR.



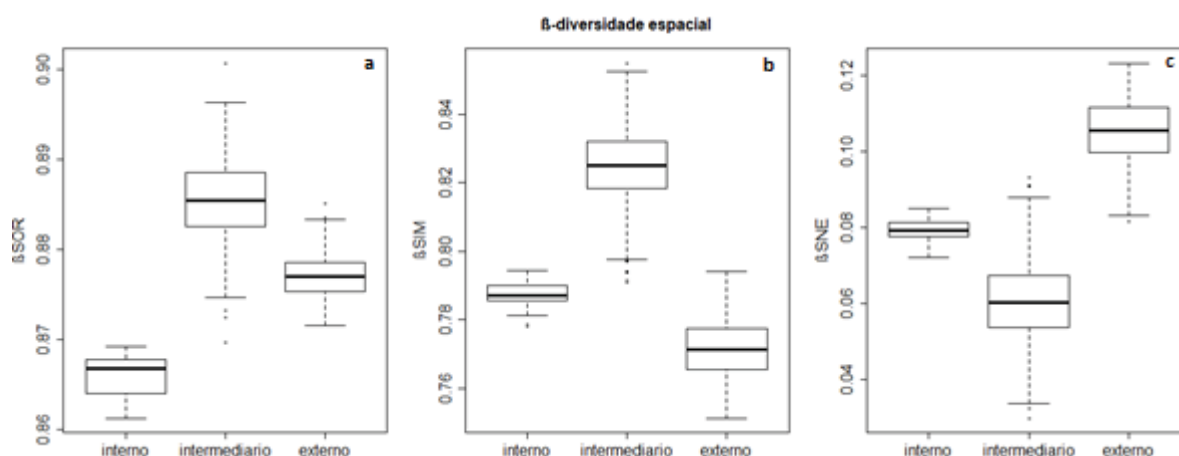
FONTE: O autor (2020).

Os valores de  $\beta$ ratio apresentaram-se menores do que 0,5 em todos os setores amostrados por conta dos elevados valores de  $\beta$ SIM, indicando que as variações na composição da ictiofauna nos setores amostrados foram predominantemente respondidas pelo padrão *turnover* (Figura 2).

Os boxplots apresentam os resultados das 999 aleatorizações geradas para os valores da dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) bem como de suas componentes *turnover* ( $\beta$ SIM) e *nestedness*

resultante ( $\beta$ SNE) (Figura 3). Os resultados da ANOVA para a comparação entre os setores dentro da dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) (F-valor = 959,3; p-valor <0,001), da componente *turnover* ( $\beta$ SIM) (F-valor = 1274; p-valor <0,001) e da componente *nestedness* resultante ( $\beta$ SNE) (F-valor = 920; p-valor <0,001) apontaram que existem diferenças significativas entre eles. Após a aplicação do PostHoc Test, através do método de Fisher' LSD, diferenças significativas (p<0,001) entre todos os setores para  $\beta$ SOR,  $\beta$ SIM e  $\beta$ SNE puderam ser identificadas (Tabela 2).

FIGURA 3: BOXPLOT COMPARATIVO DOS VALORES DA DISSIMILARIDADE TOTAL ENTRE MÚLTIPLAS AMOSTRAGENS (BSOR) E SUAS COMPONENTES *TURNOVER* (BSIM) E *NESTEDNESS* RESULTANTE (BSNE) PARA OS SETORES AMOSTRADOS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP). AS LETRAS “A”, “B” E “C” REPRESENTAM DIFERENÇAS SIGNIFICATIVAS (P<0,001) DENTRO DE CADA SETOR APÓS A APLICAÇÃO DO TESTE DE ANOVA.



FONTE: O autor (2020).

TABELA 2: RESULTADOS DO POSTHOC TEST ATRAVÉS DO MÉTODO DE FISHER' LSD PARA A COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS ENTRE OS TRÊS SETORES PARA A DISSIMILARIDADE TOTAL ( $\beta$ SOR), A COMPONENTE *TURNOVER* ( $\beta$ SIM) E A COMPONENTE *NESTEDNESS* RESULTANTE ( $\beta$ SNE).

$\beta$ SOR	p-valor	$\beta$ SIM	p-valor	$\beta$ SNE	p-valor
Intermed – Externo	< 0,001	Intermed – Externo	< 0,001	Intermed – Externo	< 0,001
Interno - Externo	< 0,001	Interno - Externo	< 0,001	Interno - Externo	< 0,001
Interno - Intermed	< 0,001	Interno - Intermed	< 0,001	Interno - Intermed	< 0,001

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA:  $\beta$ SOR: dissimilaridade total;  $\beta$ SIM: dissimilaridade da componente *turnover*;  $\beta$ SNE: dissimilaridade da componente *nestedness* resultante; Intermed: setor intermediário.

## Discussão

Os resultados obtidos através da métrica NODF mostram que os setores interno, intermediário e externo não apresentaram significativamente mais *nestedness* do que seria

esperado através da utilização do modelo nulo, evitando sua sobreestimativa e consequentemente o erro tipo I no presente estudo (ALMEIDA-NETO et al. 2008, HU et al., 2011, MATTHEWS et al., 2015). Apesar de os valores da dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) para todos os setores terem sido similares, ao particioná-los em suas componentes foram obtidos valores bem diferentes de *turnover* ( $\beta$ SIM) do setor intermediário (0,824) em comparação aos setores interno e externo (0,787 vs 0,772 respectivamente). Uma vez que a dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) e sua componente *turnover* ( $\beta$ SIM) apresentaram valores semelhantes para os setores interno e externo, as diferenças entre estes dois setores podem ser atribuídas às variações na componente *nestedness* resultante ( $\beta$ SNE) (0,079 vs 0,105 respectivamente). O mesmo raciocínio pode ser aplicado, porém de maneira inversa, aos setores interno e intermediário, que apresentaram valores semelhantes de dissimilaridade total ( $\beta$ SOR) e sua componente *nestedness* resultante ( $\beta$ SNE): as diferenças entre estes setores podem ser atribuídas às variações na componente *turnover* ( $\beta$ SIM) (0,787 vs 0,824 respectivamente).

Os baixos valores de  $\beta$ ratio para todos os setores é resultado dos elevados valores da componente *turnover* ( $\beta$ SIM), e representa também que as diferenças espaciais na composição da ictiofauna dentro de cada setor é respondida predominantemente pelo padrão *turnover*. No entanto, conforme obtido pelo NODF e também por apresentar o maior valor de  $\beta$ ratio, o setor externo é o que mais apresenta diferenças na composição da ictiofauna respondidas pelo padrão *nestedness*, apesar, ainda, de seu padrão de diversidade-beta ser explicado predominantemente pelo padrão *turnover*.

Neste sentido, e levando-se em consideração que os estuários são ecossistemas moldados por gradientes ambientais devido a sua posição na interface entre os ambientes marinho e de água doce (TEICHERT et al., 2018), elevadas taxas de *turnover* podem ser esperadas em seu interior, suportadas pelas mudanças entre espécies ao longo do gradiente estuarino (BASSET et al., 2013). Tais gradientes permitem grande heterogeneidade ambiental e de habitats, suportando espécies com nichos ecológicos distintos (SCHEINER, 2003).

Estes fatos podem se associar aos resultados do presente estudo, o qual identificou a predominância do padrão *turnover* da diversidade-beta em todos os setores amostrados. No entanto, os menores valores de *turnover* ( $\beta$ SIM) ocorreram nos setores interno e externo, ambientes localizados nos extremos dos gradientes de energia e salinidade. São regiões que estão sujeitas a maiores distúrbios (CLARK, 1997) e consequentemente não suportam grandes mudanças entre as espécies se comparadas ao setor intermediário, o qual é um ambiente mais estável e permite uma maior troca (*turnover*) entre espécies bem adaptadas para viver nestas condições. Já os maiores valores de *nestedness* resultante ( $\beta$ SNE) foram atribuídos aos setores

externo e interno, justificados por seus menores valores de *turnover* ( $\beta$ SIM). É importante notar que  $\beta$ SNE é uma medida das diferenças causadas por *nestedness* (BASELGA, 2010). Neste sentido, os setores interno e externo (que estão mais susceptíveis a distúrbios causados pelos gradientes de energia) foram os que apresentaram as maiores diferenças na composição da ictiofauna devido ao padrão *nestedness*. Ou seja, o aninhamento de espécies em locais que naturalmente suportam menos trocas entre elas (*turnover*) foi maior nos setores externo e interno, apesar ainda, de tais variações serem respondidas predominantemente pelo padrão *turnover*, conforme explicado pelos maiores valores de  $\beta$ SIM em relação aos valores de  $\beta$ SNE.

## Referências

- ALMEIDA-NETO, M., GUIMARÃES, P., GUIMARÃES JR., P. R., LOYOLA, R. D., ULRICH, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239.
- ANDERSON, M. J., CRIST, T. O., CHASE, J. M., VELLAND, M., INOUE, B. D., FREESTONE, A. L., SANDERS, N. J., CORNELL, H. V., COMITA, L. S., DAVIES, K. F., HARRISON, S. P., KRAFT, N. J. B., STEGEN, J. C., SWENSON, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of  $\beta$ -diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19-28.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J. M., TORRES, R. F., TOMAZ, L. M. (1998). Interações, fatores de mudança e sustentabilidade das práticas materiais e dinâmicas ambientais nos sistemas técnicos de pesca artesanal. Meio ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná: Diagnóstico. Editora Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 95-105.
- BASELGA, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134-143.
- BASELGA, A. & ORME, C. D. L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 808-812.
- BASELGA, A., ORME, D., & VILLÉGER, S. (2018). Package 'betapart': Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Technical Report.
- BASSET, A., BARBONE, E., ELLIOTT, M., LI, B.-L., JORGENSEN, S. E., LUCENA-MOYA, P., ... MOUILLOT, D. (2013). A unifying approach to understanding transitional waters: Fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 5–16.
- CARDINALE, B. J., DUFFY, J. E., GONZALEZ, A., HOOPER, D. U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G. M., TILMAN, D., WARDLE, D. A., KINZIG, A.

- P., DAILY, G. C., LOREAU, M., GRACE, J. B., LARIGAUDERIE, A., NAEEM, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67.
- CLARK, B. M. 1997. Variation in surf-zone fish community structure across a wave exposure gradient. *Estuarine, coastal and shelf science*, 44: 659-674.
- CRIST, T.O. & VEECH, J.A. (2006). Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying  $\alpha$ -,  $\beta$ - and  $\gamma$ -diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters*, 9, 923–932.
- DISERUD, O. H. & ØDEGAARD, F. (2007). A multiple-site similarity measure. *Biol. Lett.* 3, 20–22.
- DOBROVOLSKI, R., MELO, A. S., CASSEMIRO, F. A. S., DINIZ-FILHO, J. A. F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol Biogeogr.* 21:191–197.
- FARACO, L. F. D., ANDRIGUETTO-FILHO, J. M., LANA, P. C., (2010). A methodology for assessing the vulnerability of mangroves and fisherfolk to climate change. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5(2): 205-223.
- GOTELLI, N. J. (2000). Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606-2621.
- GOTELLI, N. J. (2001). Research frontiers in null model analysis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 10: 337-343.
- GRASSOFF, K., EHRHARDT, M. & KREMLING, K., (1983). *Methods of Seawater Analysis*. 2nd edition. Verlag Chemie, Weinheim. 419p.
- HU, G., FEELEY, K., WU, J., XU, G., YU, M. (2011). Determinants of plant species richness and patterns of nestedness in fragmented landscapes: evidence from land-bridge islands. *Landscape Ecol.* 26:1405–1417.
- JOST, L. (2007). Partitioning diversity into independent  $\alpha$  and  $\beta$  components. *Ecology*, 88, 2427-2439.
- LANA, P. C., MARONE, E., LOPES, R. M., MACHADO, E.C., (2001). Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Berlin: Springer-Verlag. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil; p. 131–145.
- LEGENDRE, P., BORCARD, D. & PERES-NETO, P.R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75, 435-450.
- LOREAU, M.: The challenges of biodiversity science. (2010). In: Kinne, O. (ed.) *Excellence in Ecology*, 17. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.

- LOTZE, H. K., LENIHAN, H. S., BOURQUE, B. J., BRADBURY, R. H., COOKE, R. G., KAY, M. C., KIDWELL, S. M., KIRBY, M. X., PETERSON, C. H., JACKSON, J. B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312, 1806-1809.
- MANTOVANELLI, A., MARONE, E., SILVA, E.T., LAUTERT, L. F., KLINGENFUSS, M. S., PRATA, V. P., NOERNBERG, M. A., KNOPPERS, B. A., ANGULO, R. J. (2004). Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 59(4):523–537.
- MARONE, E.; MACHADO, E. C.; LOPES, R. M.; SILVA, E. T. (2005). Land–ocean fluxes in the Paranagua Bay estuarine system, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*., v. 53, n. 3/4, p. 169-181.
- MATTHEWS, T. J., COTTEE-JONES, H. E. W., WHITTAKER, R. J. (2015). Quantifying and interpreting nestedness in habitat islands: a synthetic analysis of multiple datasets. *Divers Distrib*. 21:392–404.
- MUMBY, P.J., EDWARDS, A.J., ARIAS-GONZÁLEZ, J.E., LINDEMAN, K.C., BLACKWELL, P.G., GALL, A., GORCZYNSKA, M.I., HARBORNE, A.R., PESCOD, C.L., RENKEN, H., WABNITZ, C.C.C., LLEWELLYN, G. (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427, 533-536.
- MYERS, R.A., BAUM, J.K., SHEPHERD, T.D., POWERS, S.P. & PETERSON, C.H. (2007) Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 315, 1846-1850.
- R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- SCHEINER, S. M. (2003). Six types of species-area curves. *Global Ecology and Biogeography* 12: 441–447.
- SCHEREN, P.A., IBE, A.C., JANSSEN, F.J., LEMMENS, A.M. (2002). Environmental pollution in the Gulf of Guinea e a regional approach. *Marine Pollution Bulletin* 44, 633-641.
- SI, X., BASELGA, A., DING, P. (2015). Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on Inundated Land-Bridge Islands by separating the turnover and nestedness componentes. *PLoS ONE* 10(5): e0127692. doi:10.1371/journal.pone.0127692.
- SIGNORELL, A. et al. (2020). DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.32.



- SMITH, T.W. & LUNDHOLM, J.T. (2010). Variation partitioning as a tool to distinguish between niche and neutral processes. *Ecography*, 33, 648–655.
- TEICHERT, N., LEPAGE, M., CHEVILLOT, X., LOBRY, J. (2018). Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal of Biogeography* 45: 406-417.
- ULRICH, W. & GOTELLI, N.J. (2007a) Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88, 1824-1831.
- ULRICH, W., GOTELLI, N. J. (2007b). Disentangling community patterns of nestedness and species cooccurrence. *Oikos* 116: 2053-2061.
- VANNI, M.J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 341-370.
- VASCONCELOS, R.P., HENRIQUES, S., FRANCA, S., PASQUAUD, S., CARDOSO, I., LABORDE, M. & CABRAL, H.N. (2015). Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 84, 1331-1341.
- WHITFIELD, A.K. (1994). Fish species diversity in southern African estuarine systems: an evolutionary perspective. *Environmental Biology of Fishes* 40, 37-48.
- WHITFIELD, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151-186.
- WHITTAKER, R.H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 280-338.
- WHITTAKER, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a elaboração dos dois trabalhos que contemplam a presente dissertação, ficou claro o papel importante desempenhado pelos estuários sobre as comunidades de peixes. Por serem organismos que estão inseridos dentro do nécton, e consequentemente apresentam grande mobilidade na coluna d'água, a busca por respostas referentes a composição e estrutura da ictiofauna e como elas variam no espaço e no tempo torna-se uma tarefa que engloba muitos desafios. Soma-se a esta problemática a dinamicidade do sistema estuarino e como ele responde às variações ambientais, influenciando direta e indiretamente os parâmetros físico-químicos da água, os quais desempenham um papel fundamental na estruturação das comunidades biológicas que fazem parte deste ecossistema.

Muitos dos pontos amostrais do presente estudo estão localizados em regiões rasas do estuário, chamadas de praias estuarinas e planícies de maré. Tal fato limita a obtenção de dados bióticos e abióticos justamente por conta da dinamicidade dos processos que moldam este sistema. Levando-se em consideração também as grandes flutuações que sofrem as variáveis ambientais no interior dos estuários, as relações destas variáveis com um grupo de organismos que apresentam comportamento complexo e de grande mobilidade, tornam esta tarefa um grande desafio.

No entanto, fazer ciência é superar os desafios em buscas de respostas que possam caracterizar os fenômenos da natureza e a sua relação com aquilo que queremos responder. No presente estudo, apesar dos desafios e limitações, resultados interessantes puderam ser obtidos. Buscar compreender como a estrutura e composição da ictiofauna variam no espaço e no tempo, bem como identificar os padrões que respondem a maneira que estas comunidades variam espacialmente é de suma importância para melhor definir estratégias de conservação.

O primeiro capítulo da dissertação permitiu identificar a predominância de um padrão temporal sobre a estrutura e composição da ictiofauna no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), influenciadas principalmente pela salinidade, temperatura e a pluviosidade, sendo os meses mais quentes do ano responsáveis por apresentar os maiores valores de riqueza e abundância. Já no segundo capítulo pode ser observado que as variações na diversidade entre os setores interno, intermediário e externo apresentaram valores similares, no entanto, a intensidade dos padrões que respondem a estas variações não ocorreu de maneira homogênea. A troca de espécies (*turnover*) dentro de cada um dos setores foi o padrão que respondeu com predominância as variações na diversidade, sendo mais intenso no setor intermediário se comparado aos setores interno e externo. O aninhamento de espécies (*nestedness*) apresentou-

se de maneira pouco evidente em todos os setores, porém foi mais acentuado no setor externo se comparado aos setores interno e intermediário.

Estes resultados podem servir como base para uma análise prévia de como se compõem e estruturam as comunidades de peixes no eixo norte-sul do CEP, bem como na identificação do principal padrão responsável pela variação da diversidade destes organismos em escala espacial. Nota-se, a partir daqui, uma emergente necessidade da realização de outros estudos que possam ser elaborados de maneira mais robusta, englobando séries espaciais e temporais maiores e também as relações das comunidades ictiofaunísticas com outros grupos de organismos bem como com outras variáveis ambientais, a fim de se poder servir como base na definição estratégias mais sólidas de conservação, em um estuário de grandiosa importância ecológica, social e econômica.